

第1章 緒言

1 背景と目的

近年、湖沼や内海で富栄養化が進行しているといわれており、水域周辺から流入する窒素、リン等の栄養塩類が問題になっている¹⁾。

富栄養化とは、自然条件下の湖沼で生物生産の低い貧栄養湖が漸進的な経年変化によって生物生産の高い湖に移り変わってゆくことを示す湖沼学上の用語である。しかし、最近各地で発生している急速な富栄養化の進行は、人為的な汚濁によってもたらされているものとみられ、湖沼ばかりでなく、河川、地下水、沿海水域にもその影響が広がっている^{2) 3)}。

富栄養化は、水域周辺から流入する栄養塩類の富化によって引き起こされるが、その人為的な発生源としては、生活排水、産業排水、農業排水が挙げられる。このうち、農業地域から発生する負荷は、施肥や家畜糞尿に起因するものとみられる。なかでも、畜産経営に伴って発生する汚濁負荷は、飼養施設を中心とした点汚染源としての特徴をもち、高濃度の汚濁をもたらすことから、周辺の水圏環境に与える影響が問題にされることが多い^{4) 5)}。

北海道内の酪農家の糞尿処理の現況をみると、概ね農地への還元が行われている。しかし、経営規模の拡大と購入飼料に依存した高泌乳牛中心の飼養管理を指向する中で、大量に発生する糞尿処理は困難になりつつある。その結果、余剰分の糞尿から発生する汚水が水質汚濁を招き、同じ地域で漁業を営んでいる関係者との間にトラブルが生じている⁶⁾。

このような水質環境に対する影響を防止するためには、施肥—飼料生産—家畜、といった基本的な循環系を見直し、農業系外に排出される汚濁負荷量を抑えるための対策を考える必要がある。

本研究では、富栄養化をもたらす制限因子の一つである窒素、リン等の栄養塩類を中心に、畑作複合酪農地帯における物質循環を総合的に解析し、当地帯周辺の水質保全を図るための対策指針について検討した。

2 酪農の経営形態と糞尿処理

我が国の家畜飼養は、元来農業系内におけるリサイクルを前提に導入されてきた。

すなわち、土地を利用して生産された作物の一部を飼料として家畜に給与し、飼養に伴って発生した糞尿を有

機質資源として耕地に還元する形態をとってきた。しかし、畜産経営の專業化と規模拡大が図られる中で、土地から遊離した効率的な飼養形態への移行が進み、中小家畜では施設利用型の飼養が主流を占めるに至っている。

北海道の酪農経営の概況⁷⁾をみても、1970年には飼養戸数39,290戸、飼養頭数489,200頭であったものが、1990年にはそれぞれ15,000戸、847,400頭となり、酪農家1戸当たりの飼養頭数は、1970年の12頭から、1990年代には56頭と4倍以上に増えている。このような規模拡大に対応するために、化学肥料偏重の肥培管理や購入飼料の多給による産乳増大が図られ、多くの生産資材を系外に依存するようになってきた。

酪農の経営形態は、購入飼料を中心とした集約型、飼料作物及び一般畑作物を耕作する複合型、牧草を中心とした草地型に区分される。北海道では複合型と草地型が主流であるが、ここで発生する糞尿の性状及び利用体系は経営形態によって異なってくる。すなわち、飼料の内容によって糞尿の発生量や成分内容に違いがみられ⁸⁾、糞尿を還元する場面は、複合型では飼料作物を含めた畑地全般にわたるのに対し、草地型では牧草地に限定されており、農家経営内における糞尿の循環に差が生じてくる。

一方、酪農経営者は、生産効率の低い糞尿の再利用に対しては消極的であり、一部では糞尿が放置される例も散見される。これら余剰分の糞尿は、施設周辺に悪臭や水質汚濁をもたらす原因になっており、いわゆる畜産公害の発生源として問題になっている^{4) 9) 10)}。畜産経営に伴う環境汚染は公害発生源別の苦情件数の8%程度に過ぎないが、水質汚濁関連だけに限ってみると、全体の15%を占めている⁵⁾。これは、家畜糞尿が各種栄養塩類を大量に含んでいるためであり、畜産経営が周辺の水質環境に及ぼす影響を考えるうえで、まず糞尿の特性とその処理実態を明らかにする必要がある。

3 河川の水質変化と酪農排水の影響

農業関連排水は、工場排水や生活排水とは異なり、その発生経路が多岐にわたっており、栄養塩類の流出過程が複雑である。そのため、水の流れがとらえやすい水田を中心に解析が進められてきた^{13) 14)}。一方、畑地から流出する栄養塩類の量的な把握は難しく、富栄養化との関連性についても不明な点が多い。このような中で、霞ヶ

浦のアオコ発生や琵琶湖の富栄養化等に代表されるように、農業地域周辺で漁業を営む関係者からは、水質汚濁要因の一つとして農業排水の関与が問題にされており^{2, 11)}、農業サイドとしての対応が迫られている。

道内でも、阿寒湖の水の華発生によるヒメマスの養殖障害、網走湖におけるアオコ発生等、富栄養化が関連するとみられる現象が発生しており^{11, 12)}、農地や畜産施設から流出する栄養塩類関与の可能性が指摘されている。特に、畜産経営に伴って発生する排水は、大量の栄養塩類を含んでいることから、その処理法によっては周辺水域に重大な影響をもたらす恐れがあり、その機構を解明し、対策を樹立することは重要な課題と考えられる。このような現況の中で、道内で多頭飼育が進められている乳牛は排泄量が多いことから⁴⁾、その糞尿を安全に処理することが問題になっている。しかし、道内では農業地域を対象にした水質関連の資料は少なく、酪農経営を含めた調査事例は全国的にみてもあまり見当たらない。なかでも、全国的にみても乳牛の飼養頭数の多い北海道では、酪農関連排水が河川水質に及ぼす影響を知ることは、農業地域を流れる河川の水質環境を保全するうえで重要な意味をもつものとする。

4 流出水中の汚濁成分と河川の水質変化

積雪地帯では、早春に河川の流水量及び水質変化が最大値を示すことが多く、当時期に河川に流入する負荷量は、年間の総負荷量の約半分を占めるとする調査結果もある¹⁵⁾。これらは主として融雪に伴う表面流去水によってもたらされるもので、それまで地表に蓄積していた栄養塩類等がこの時期に集中して河川に流達するためと思われる。したがって、河川における年間の水質変動を把握するためには、先ず融雪期における表面流去水の水質実態を知る必要がある。

一方、農地から浸透流出した肥料成分が地表水や地下水の水質に及ぼす影響が知られている。我が国における水域の富栄養化問題の代表例とされる琵琶湖では、農地から流出する肥料成分に由来する負荷の寄与率がNで18

%, Pで11%とされており¹⁶⁾、閉鎖系水域を中心に農業の水質に及ぼす影響が大きな問題となっている。また、欧米では硝酸イオン濃度の高い地下水を飲料水として長期間利用した住民の間でメトヘモグロビン症が問題になっている¹⁶⁾。我が国では降水量が多いために、飲料水を地下水に依存する割合は少なく、地下水の硝酸イオン濃度もそれほど高まってはいない。しかし、地表水を確保できない地帯では概して浸透性の良い土壤が堆積している場合が多く、比較的浅い層を流れる水の栄養塩濃度が高まり、これが陸水系の水質に影響をもたらしている可能性は否定できない。

以上の背景から、水域の水質変化を把握するうえで、農地等から流出する浸透流出水の内容を知ることは重要である。

5 糞尿の施用限界量

道内の多くの酪農家は糞尿の有効利用に努めており、未利用の糞尿から発生する栄養塩類の流出は最小限に抑えられてきた。しかし、飼養規模の拡大に伴って、排泄物処理が円滑に進められなくなり、限られた農地で糞尿を大量に施用するケースが増える傾向にある¹⁷⁾。

このような背景から、従来のように糞尿成分の有効性だけでなく、農業系外へ流出する部分の検討が求められている。すなわち、既往の成果では、糞尿施用について、作物生産を向上させる観点からの適正量が示されているが^{18, 19, 20, 21)}、糞尿を大量に施用したときに作物の根圏域から流出する成分の濃度や量を追究した研究は少なく、陸水系の水質に及ぼす影響を含めた検討はあまりなされていない。

本研究では、以上に述べてきたことを背景に、畑作・酪農地帯における糞尿処理の実態を踏まえて、酪農排水が周辺水域に及ぼす影響を解明する。また、酪農地帯の施肥-飼料生産-家畜-糞尿還元の循環系の中で、N, Pを中心にした栄養塩類の収支を明らかにし、農業系外に流出する負荷量を抑えるための指針を得ることを目的とした。

謝 辞

本研究を取りまとめるにあたり、北海道大学農学部佐久間敏雄教授には、終始懇篤なる御指導と御校閲を賜った。同じく、但野利秋教授、梅田安治教授には有益な御指導と御助言をいただいた。謹んで深甚なる謝意を表す。

本研究を行うに当たり、終始御指導と激励を賜った元道立中央農業試験場環境保全部第二科故黒川春一科長、取りまとめにあたって御指導と御助言をいただいた、元天北農業試験場長菊地晃二博士(現帯広畜産大学教授)、元道南農業試験場大垣昭一場長(現北農会)に深く感謝の意を表します。

元中央農業試験場長谷部俊夫副参与、同環境保全科土居晃郎科長(現生物工学部主任研究員)、兼田祐光氏、谷口健雄氏(現農産化学部主任研究員)、市川信雄氏(現北見農業試験場土壌肥料科科長)、山上良昭氏(現天北農業試験場泥炭草地科科長)、元環境資源部平井義孝主任研究員、元環境保全部第一科野村琥科長(現札幌市下水道開発公社)、同第1科研究員諸氏には、試験実施にあたり後助言をいただいた。

元中央農業試験場長岩淵晴郎博士、元同農芸化学部高尾欽弥部長(現ホクレン肥料)、元天北農業試験場大崎玄佐雄場長(現全農)、元滝川畜産試験場長和泉康史博士(現畜産会)、植物遺伝資源センター関谷長昭場長、元中央農業試験場農芸化学部長相馬暁博士(現企画情報室長)には御指導とご鞭撻をいただいた。また、元農業環境技術研究所環境資源部水質動態研究室長山崎信一博士(現環境管理部)、同津村昭人主任研究員(現環境資源部)、元道立公害防止研究所水質部、斉藤修氏、坂田康一氏、近藤秀治氏、日野修司氏(現環境科学研究センター)には水質関連の調査法及び分析法のご指導をいただいた。

元新得畜産試験場飼料作物科長小松輝行博士(現東京農大教授)、元中央農業試験場環境資源部主任研究員水野直治博士(現文理科短大教授)、元開発局土木開発研究所農業開発研究部長斉藤万之助博士(現京都産業大学教授)、土壌保全研究室長石渡照夫博士、北海道農業試験場草地部草地地力研究室長早川嘉彦博士、元同部近藤秀雄氏(現企画連絡室)、元中央農業試験場土壌改良第2科宮脇忠氏(現土壌生態科長)、元根釧農業試験場松原一実氏(現北見農業試験場主任研究員)、山神正弘氏(現十勝農業試験場土壌肥料科長)、中央農業試験場環境化学部土壌生態科三木直倫博士には有益な論議を通して多くのご教示をいただいた。

また、本試験を行うに当たって下地となった土壌及び牧草生育に関する基礎的な調査法については、元根釧農業試験場土壌肥料科赤城仰哉科長、関口久雄氏(現根釧農業試験場研究部長)、山口宏氏(現中央農業試験場総括専門技術員)に多くのご指導をいただいた。

中央農業試験場農産化学部長古山芳廣博士、環境化学部長沢口正利博士、及び穀物利用科中津智史氏、柳原哲司氏にはとりまとめに当たって便宜を図っていただいた。

気象データの提供については、農林水産省胆振馬鈴しょ原々種農場(現胆振遺伝資源センター)、藻類の提供にあたっては元道立公害防止研究所水質部のご協力をいただいた。本研究を実施するに当たり、現地調査に御協力いただいた千歳市役所元農政課宮城金助係長(現建設部)、三笠市農業協同組合、栗山町農業協同組合、南根室地区農業改良普及所、十勝北部地区農業改良普及所(現各農業改良普及センター)、千歳市駒里地区乳牛検定協会及び現地の農家各位の絶大なる御協力をいただいた。以上の諸氏に改めて感謝の意を表す。

第2章 糞尿の成分特性と汚濁負荷の発生

道内の畜産経営の中で大きな位置を占めている酪農経営を中心に調査を行い、負荷発生源としての糞尿の化学的性状について環境保全的な見地から検討する。さらに、糞尿の分析結果をもとに発生負荷量（原単位）を計算するとともに、汚濁水として農業系外に排出される負荷量について推定し、周辺環境に及ぼす影響について予測する。

試験方法

経営概況及び糞尿処理施設に関する聞き取り調査は、道央（石狩，空知），道東（十勝，根釧）の各地で、標準的な経営規模の酪農家74戸を対象に行った。糞尿の採取は、給与飼料の内容によって、複合集約型，畑作複合型，草地型の各飼養形態別に行い，新鮮糞尿を採取後持ち帰り，冷蔵庫に保管し，随時取り出して分析に供した。採取した糞尿（糞54点，尿31点）の分析は，水分，pH，電気伝導度（EC）は常法²²⁾にて，N，NH₄-N，P，

塩基類及び微量成分は肥料分析法²³⁾に準じておこなった。また，懸濁物質（SS），化学的酸素要求量（COD），硫酸イオン，塩素イオンは工業排水試験法²⁴⁾によって分析した。

試験結果

第1節 牛糞尿の成分組成および処理の実態

搾乳牛の新鮮糞尿の化学的性状は，第1，2表に示すとおりである。分析値の中で，SS及びCODは汚水として流出する時の形態を考慮して，固形物を除いたれき汁を供試したことから，他の事例^{25，26)}に比べると低い値を示した。そこで，糞のSSについては，参考値として乾物重から換算した値を表中に付記した。全般的な傾向としては，EC，N，NH₄-N，K，Naを除く各成分の値は，糞>尿で，変動幅は糞<尿の傾向を示した。

この中で，水質汚濁と係わりの深い成分であるSS，

第1表 牛糞の化学的性状

(現物当りmgL⁻¹)

区分	成分項目	水分 (%)	pH	EC (mS·cm ⁻¹)	SS	COD	N	NH ₄ -N	P	K	Na	Ca	Mg	S	Fe	Mn	Zn	Cu
全体 (n=54)	平均値	87.3	8.0	1.39	66,100 127,000*	22,100	3,330	474	1,140	1,100	330	1,720	550	1,490	177	31	18.3	3.4
	最大値	91.1	8.4	1.94	103,200	27,500	4,210	694	1,980	2,000	1,330	4,230	900	2,510	372	51	37.9	7.0
	最小値	83.0	7.3	1.00	31,600	17,500	2,600	268	650	430	70	510	280	1,060	59	12	7.0	1.5
	CV(%)	2	3	16	25	9	11	23	26	32	68	46	25	20	42	30	35	38
I	平均値	86.8	7.9	1.43	63,300	22,300	3,340	493	1,180	1,160	410	1,560	540	1,450	192	31	19.1	3.6
II	平均値	86.3	7.9	1.35	70,600	22,200	3,430	472	1,240	1,040	280	2,150	590	1,480	183	24	20.5	3.6
III	平均値	89.8	8.2	1.35	68,500	21,300	3,110	403	780	1,020	100	1,570	520	1,630	106	43	10.6	2.1

I. 複合集約型。II. 畑作複合型。III. 草地型。*乾物重から換算した値。

第2表 牛尿の化学的性状

(現物当りmgL⁻¹)

区分	成分項目	水分 (%)	pH	EC (mS·cm ⁻¹)	SS	COD	N	NH ₄ -N	P	K	Na	Ca	Mg	S	Cl	Fe	Mn	Zn	Cu
全体 (n=31)	平均値	94.6	8.9	34.5	470	6,930	9,860	2,900	26	9,970	1,150	93	197	710	4,020	0.6	ND	0.9	0.08
	最大値	97.8	9.4	48.4	1,250	8,330	17,400	8,720	59	13,750	4,000	433	513	2,060	6,920	1.2		1.6	0.15
	最小値	92.2	7.7	14.3	70	3,750	3,830	260	13	4,230	10	2	20	260	1,440	0.2		0.4	0.03
	CV(%)	2	5	21	62	17	37	81	52	24	106	127	66	61	39	37		26	32
I	平均値	94.9	9.1	37.6	470	6,910	9,680	4,110	19	9,840	1,480	78	192	880	3,610	0.7	ND	1.0	0.07
II	平均値	94.6	8.9	32.2	490	7,100	9,500	2,490	37	9,920	1,230	53	223	650	3,620	0.5	ND	0.9	0.09
III	平均値	93.8	8.4	31.7	430	6,590	11,220	480	22	10,440	40	235	147	400	6,120	0.5	ND	0.9	0.07

COD, N, Pを中心にとみると、全体の平均値は糞がSS 66,100mgL⁻¹(参考値127,000mgL⁻¹), COD 22,100mgL⁻¹, N 3,330L⁻¹, P 1,140mgL⁻¹, 尿ではSS 470mgL⁻¹, COD 6,930mgL⁻¹, N 9,860mgL⁻¹, P 26mgL⁻¹であった。すなわち、Nを除く各成分は、糞>尿の関係にあり、糞尿成分の尿に対する倍率は、SSが140倍、COD 3倍、P 44倍に相当した。

このことから、糞中成分の流出に伴う水質汚濁では、懸濁態成分を中心としたSS, COD, Pによる影響が大きく、尿汚水では無機態Nの占める割合が大きいことから、Nによる水質汚濁が主体になるものと推察された。尿中成分で高い値を示すKについては、自然界に多く存在するため一般に水系における含量も高く、富栄養化の主因子になることはない。すなわち、Kは土壌中や植物体中では他の交換性塩基とのバランスの関係で重要ではあるが、環境保全の見地からは大きな問題にならないものと考えられる。

糞尿の成分内容は給与飼料の違いによって異なるといわれており²⁵⁾、その影響をみるためにコーンサイレージを中心に乾草及び各種粕類を利用している複合集約型(道央)、コーンサイレージとともに乾草及び作物残渣を利用している畑作複合型(十勝)、牧草を中心にした草地型(根釧)の飼養形態に区分して比較した。その結果、道内では、典型的な購入飼料中心の集約型の飼養管理はみられず、複合集約型と畑作複合型では、主要な飼料が共通していることから糞尿の成分内容に大きな差は認められなかった。しかし、草地型では糞中の水分含量が高く、N, Pをはじめとする各成分とも低い含有率を示した。なお、尿の成分値は変動が大きく、経営形態の違いによる差は判然としなかった。

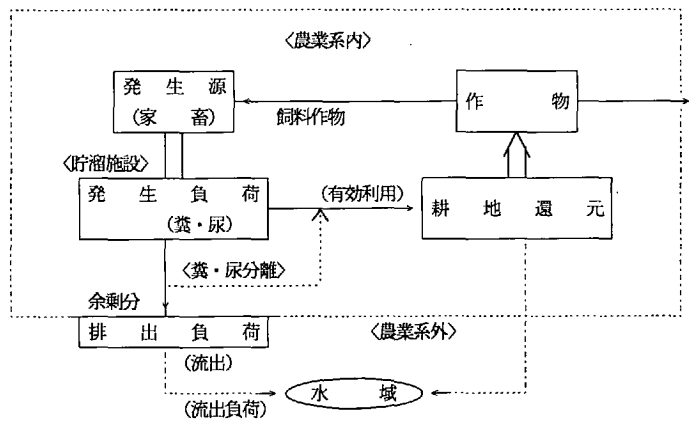
次に、聞き取り調査に基づく排泄物処理の実態を第3表に示した。

糞の処理施設は、堆肥盤の保有率が全体の80%で、飼養形態別の保有率は複合集約型、畑作複合型で高く、草地型で低い傾向であった。すなわち、わら類等吸水性の高い敷料が入手しやすい所では積極的に糞の堆肥化が図られており、糞は周辺の畑で有効利用されていた。これに対して、草地型では糞がほとんど生の状態で堆積されている例が多く、糞の利用は草地更新時に集中して行われていた。

尿の処理施設は、聞き取り調査を行った農家の86%で保有しており、経営形態による差はみられなかった。しかし、保有している農家でも62%は冬期間の貯留能力が十分とはいえなかった。尿の利用は表面施用であるため、各地とも草地を中心に行っている。複合集約型、畑作複合型経営では余剰分を畑に施用している場合もあったが、草地面積の少ない道央及び道東(十勝)の畑作複合酪農地帯では尿の利用が滞る傾向がみられた¹⁵⁾。

第2節 発生負荷量と排出負荷発生の経過

糞尿が排泄されてから汚濁水として排出されるまでの経過は、畑作複合型経営をもとに考えると第1図のよう



第1図 家畜飼養に伴う汚濁負荷発生の経過

第3表 糞尿の処理施設に関する概況調査

項目	糞				尿		
	堆肥盤の保有割合(%)	漚汁溜め保有割合(%)	主な施用場所	施用量(最大施用量)(t/10a)	尿溜めの保有割合(%)	主な施用場所	平均施用量(最大施用量)(t/10a)
全体 (n=74)	80	16		2~5	86 (62)		~2~
複合集約型 (n=20)	90	25	飼料用 トウモロコシ	2~4 (5~10)	85 (55)	牧草地	~2~
畑作複合型 (n=24)	88	21	飼料用 トウモロコシ	2~4 (5~10)	88 (62)	牧草地	~2~ (4~6)
草地型 (n=30)	70	10	牧草地	2~5 (5~10)	87 (67)	牧草地	~2~ (4~9)

尿溜めの()内は、保有しているものの中で容量が不足している割合を示す。

に示される。

発生負荷量は発生源の大きさによって決定され、頭数に比例して漸次増加する。これに対して、発生負荷の農地への還元は時期が限定されており、作物の生育時期によって左右される。そのため、発生負荷を貯留するための施設が必要となる。一方、利用に当たっては、糞は敷料と共に堆肥化されるが、れき汁は尿と共に汚水として処理される。ここで、糞と尿との分離の徹底によって、糞中に多く含まれる成分濃度の低減が図られ、これが排出負荷の減少につながってゆく。

また、尿の一部は敷料と共に堆肥化され、残りは希釈されて農地に表面散布される。しかし、余剰分の尿汚水は排出負荷となり、系外に流出して一部が水域に流達する。すなわち、発生負荷の貯留能力、固液分離、糞尿の有効利用の程度によって農業系外へ流出する負荷量が増減するものと考えられた。

まず、発生負荷量を計算するに当たり、鈴木ら²⁷⁾の行った試験例を参考にした。糞尿の排泄量は、飼料の摂取量と種類、泌乳量によって異なるといわれており⁸⁾、これら要因を組み合わせた事例は少ない。こうした中で、鈴木らはホルスタインの泌乳牛を供試して、飼養方法、給与飼料の異なる牛群を配置して試験を行っており、乳牛の排泄生理を総合的に検討した数少ない実測例である。本研究では、鈴木らの結果から、成牛1頭当たり1日の排泄量を糞37kg、尿12kgとし、これと全道の乳牛飼養頭数(1990年現在で、成牛換算680,300頭)から計算した糞尿の発生量は、年1,216万t、各成分発生負荷量はCOD 22.4万t、N 6万t、P 1.1万tであった(第

第4表 酪農経営に伴う発生負荷量(1990年)

項目	成牛1頭当たり(kg/年)		全道(千t/年)		
	糞	尿	糞	尿	合計
排泄量	13,505	4,380	9,187	2,980	12,164
SS	893	2	607	1.4	609
COD	298	30	203	21	224
N	45	43	31	29	60
P	15	-	10	0.1	11

4表)。これは北海道内における化成肥料の年間入荷量(1990肥料年度²⁸⁾、N6.5万t、P2.6万t)に対して、Nは92%、Pは41%に相当した。

上述したように、これら発生負荷のうち系外に排出される部分(排出負荷量)は、畜舎における糞尿の分離の程度によって異なってくる。これを糞の除去率で区分してみると(第5表)、総量は除去率50%で31kg、90%では16kgに減少する。同様に各成分について発生負荷量を

第5表 糞尿分離による排出負荷量の変化

糞の除去率(%) 発生負荷量		(kg/頭・日)				
		0	50	70	90	(90,86)*
全 体	糞尿	37.0	18.5	11.1	3.7	3.7
		12.0	12.0	12.0	12.0	1.7
	計	49.0 (100)	30.5 (62)	23.1 (47)	15.7 (32)	5.4 (11)
S S	糞尿	2,446	1,223	734	245	245
		6	6	6	6	1
	計	2,452 (100)	1,229 (50)	740 (30)	251 (10)	246 (10)
C O D	糞尿	818	409	245	82	82
		83	83	83	83	12
	計	901 (100)	492 (55)	328 (36)	165 (18)	94 (10)
N	糞尿	123	62	37	12	12
		118	118	118	118	17
	計	241 (100)	180 (74)	155 (64)	130 (54)	29 (12)
P	糞尿	42	21	13	4	4
		0.3	0.3	0.3	0.3	-
	計	42 (100)	21 (50)	13 (31)	4 (11)	4 (10)

※聞き取り調査による糞尿の利用率(糞90%、尿86%)を基準にした排出負荷量。表中の()内の数値は、糞の発生量を100とした場合の指数で示した。

100とした指数でみると、除去率50%ではSSが50、COD 55、N74、P50、除去率90%ではSSが10、COD 18、N54、P11となる。この結果は、糞尿分離の徹底によって糞中に占める割合の高いSS、Pを中心とした成分の排出負荷量を発生量の10~20%に抑えられることを表しており、固液分離の徹底と糞の堆肥化及び農地での有効利用が水質保全上重要であることを示すものである。

なお、聞き取り調査に基づく酪農家の糞尿の平均利用率は糞90%、尿86%¹⁵⁾で、これから排出割合を予測すると、SS 10%、COD 10%、N12%、P10%を示した。すなわち、これらが総て系外に排出されるものと仮定すると、系外への排出負荷量は発生負荷量の10%程度と推察された。

一方、糞尿の利用方法は、糞は周辺の畑や草地更新時に、また、尿は草地に表面施用されるのが一般的である。そのため、畑地のない草地酪農地帯では糞の利用が消極的であり、逆に草地面積の少ない道央および道東の畑作複合酪農地帯では尿の利用が滞る傾向がみられた¹⁵⁾。

考 察

1) 牛糞尿の成分組成および処理の実態

畜産経営の規模拡大に伴って大量の家畜糞尿が産出され、そこから発生する汚濁水が環境保全上問題になっている^{4, 5)}。畜産関連施設に起因する環境問題は悪臭と水質汚濁によって代表されるが、乳牛の飼養頭数が多い北海道では、酪農家の糞尿処理は周辺水域の水質を保全するうえで重要な課題である。

搾乳牛の糞尿の成分値は、EC, N, K, Naを除いて、糞>尿の傾向がみられ、水質汚濁上問題となる成分は、糞ではSS, COD, Pが、尿ではNが中心になるものと考えられた。

一方、糞尿処理の実態をみると、大部分は糞と尿を分けて処理する固液分離方式が採られており、固液混合槽による処理（スラリー方式）の普及は全体の1割未満に過ぎない。固液分離方式では、糞は敷料と共に堆厩肥として、また、尿は糞と分離した後尿溜に貯留される。このうち、糞は有機物とともに各種肥料分に富んでいることから農業系内において積極的に利用される場面が多い。しかし、大量に野積みされて長期間放置されている例では、堆厩肥から発生する汚水が表面流出して道路側溝等に流れ込んでおり、周辺の水系に及ぼす影響は無視できない。

水質汚濁と直接係わりをもつ尿汚水の発生量は、畜舎の管理法の違いによる変動が大きい。舎飼期間の長い北海道では、尿汚水の貯留に大容積の施設を必要とするが、現実には貯留施設の整備は立ち遅れており、冬期間に発生する尿汚水を貯留するには容量が不足する例が多くみられる。また、畜舎洗浄水等で薄められた尿汚水は、運搬費がかさむ割には肥料成分量が少ないこと、成分変動が大きいという点にその組成に偏りがみられることなどから、農業系内における利用は全般に消極的といえる。これらの問題を根本的に解決するためには、糞尿処理施設の整備が基本であり、併せて経営形態に合わせた有効利用について考えてゆく必要がある。また、環境汚染を防止するためには糞尿による発生負荷をできるだけ農業系外に出さないための工夫が必要である。

2) 発生負荷量と排出負荷発生経過

水質汚濁に関連した主な栄養塩類は、窒素を除くとその大部分が糞中に含まれており、糞尿分離の程度によって排出負荷量に差が生ずる。特に、懸濁物質、化学的酸素要求量、リンは固液分離に伴う低下が大きく、当該処理の徹底が汚水として流出する負荷量を軽減するうえで有効である。標準的な経営内容の酪農家を対象に考えると、排出負荷量は発生負荷量の10%程度とみられたが、系内における糞尿の利用を進めることによって、この割合はさらに削減可能とみられる。

次に、糞尿を有効利用するに当たっての問題点を述べる。

糞は堆厩肥として農地へ還元される場合は塊として施用されるうえに、流出しやすい窒素は大部分が有機態である。そのため、植生のない時期に水域の近傍に大量に施用される場合を除けば、水質環境に大きな影響を及ぼすことはないものと思われる。特に、畑作複合経営の酪農家では、秋及び春の耕起時に畑地に対する有機質資源として活用しており、大部分が有効利用されており、その施用量は5 t/10 a程度に留まっている。

これに対して、道東及び道北の草地酪農地帯では畑地面積はわずかで利用範囲が牧草地に限定される。草地に施用される堆厩肥は、更新時を除くと表面施用するため、ある程度腐熟の進んだものが要求される²⁰⁾。

しかし、牧草を中心にした飼養形態では、糞そのものの水分含量が高いうえに藁類の敷料が入手しづらい。さらに、草地型酪農地帯は寒冷地に位置することから堆厩肥の腐熟が進まず、糞の取り扱いと有効利用を一層困難にしている。この様な地域では、余剰分の堆厩肥は長期間同じ場所に堆積されることが多く、早春の融雪水や大雨の時にはその中の栄養塩類の流出は避けられない。特に、土壌凍結する地方では流出水が直接土壌に接触する機会が少なく、高濃度の栄養塩類が凍結土の表面を流去するため、汚水が長距離にわたって移動する恐れがある³⁰⁾。

一方、尿汚水の利用は、貯留槽の容積によって左右される面が大きい。貯留槽の容積が小さい場合には、余剰分を作物生育に関係なく散布しなければならない。その場合、植物生育が衰えている時期に農地に施用するに当たっては細心の注意が必要である。なかでも、雪上散布は尿汚水が融雪水と共に表面流去することから、できる限り避けるべきである。

尿汚水の利用は糞に比べると立ち遅れが目立つが、尿汚水は窒素、カリウムを多く含む液肥であり、牧草や葉菜類に対する分施用肥料として有効である。また、尿汚水の発生を抑えるためには大量の吸水材（オガクズ、藁等）を用い、糞と共に堆肥化する等の処理方法^{31, 32)}を検討することも大切と思われる。

以上のことから、酪農施設等からの排出負荷量を減らすためには、糞尿処理施設の充実が先決であるが、糞尿分離の徹底によって懸濁態成分を中心とした流出は抑えられるものとみられる。また、農家の経営形態によって糞尿の性状や利用する場面が異なることから、利用時期やその方法について経営内容に合わせた工夫が必要と考える。

第3章 農業地域を流れる小河川の水質とその変動要因

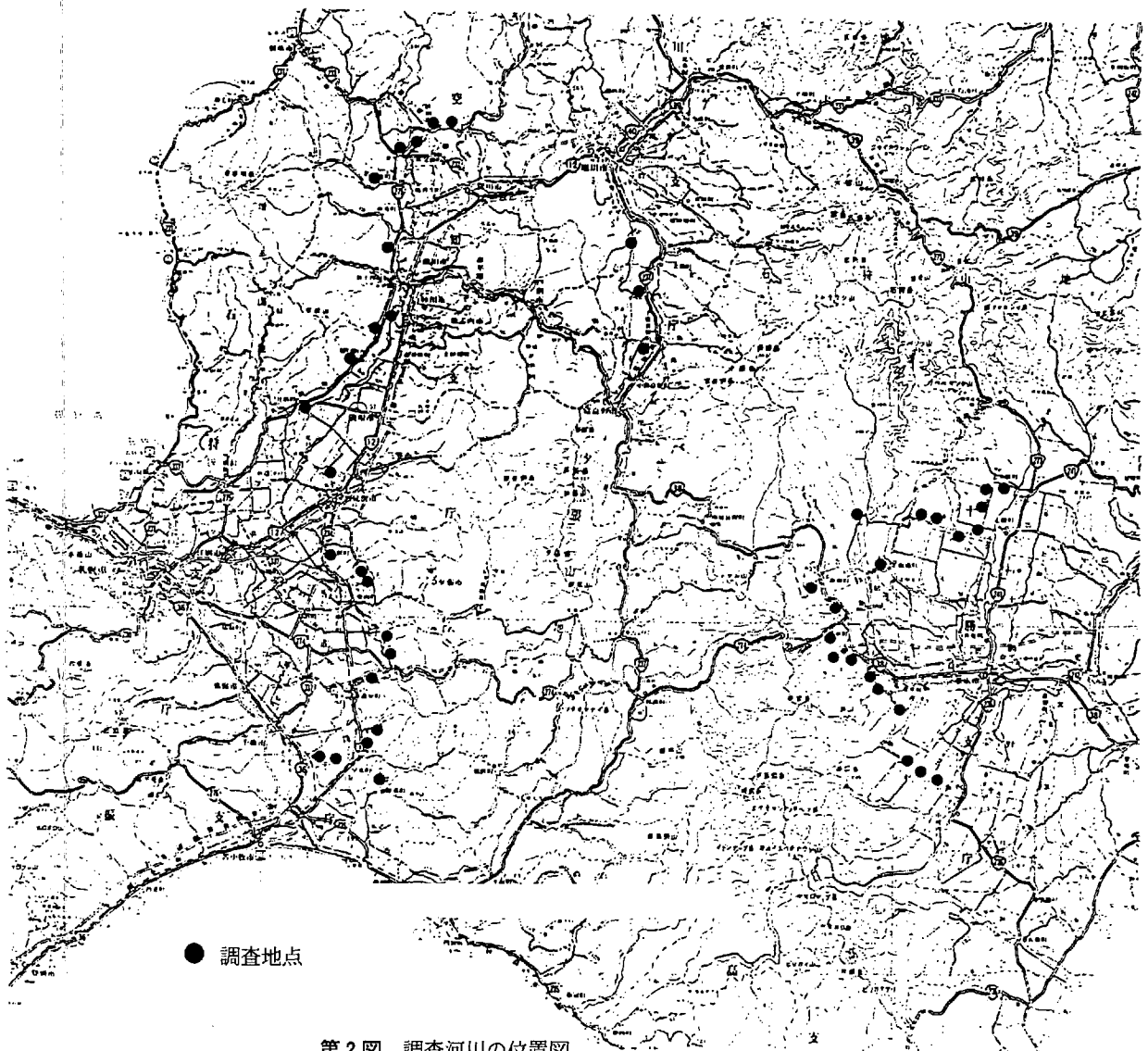
水域に流入する栄養塩類の発生源の中で人為的なものとしては、生活排水、工場排水、農業排水があげられる。このうち、農業系内から発生するのは、施肥および畜産施設にもとづく排水が中心と考えられる。

これら農業排水に伴う流出負荷は、河川を經由して広域水系に達することから、当排水による水質影響の実態を検討するに先立って、まず、農業地域を流れる小河川の水質変動を把握する。

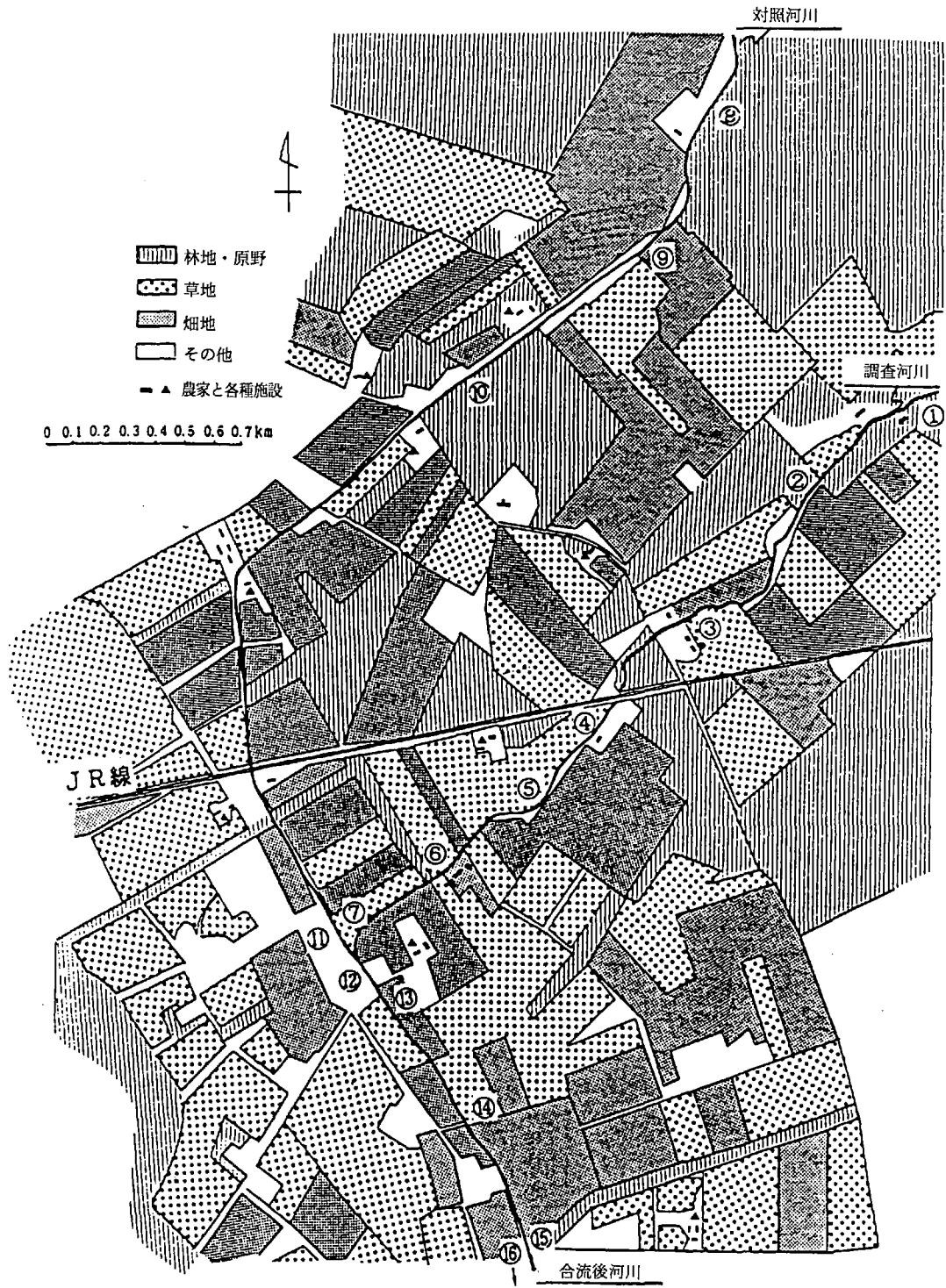
試験方法

調査対象地域は、千歳市南東部・駒里の畑作地帯で、まず、水質変化に影響を及ぼす要因として、気象、土壌、

土地利用に関する概況調査を行った。河川調査は当地域を流れる自然河川（河岸は未改修で蛇行が著しく、河岸の崩壊が多く見られる。以下、調査河川とする）と自然河川に隣接して流れる改修河川（両岸および河床をコンクリートブロックで改修。以下、対照河川とする）を対象に、1983年から1987年の5ヵ年間実施した。河川の流量は流速と河川断面積から求める流速計測法³³⁾によって求め、水質調査は現場で水温及びpHを計ると共に、溶存酸素濃度(DO)を測定するための前処理を行った。ポリ瓶に密封して持ち帰った試料水について、懸濁物質(SS)、化学的酸素要求量(COD)、EC、T-N、NO₃-N、NH₄-N、T-P、PO₄-P等を工業排水試験



第2図 調査河川の位置図



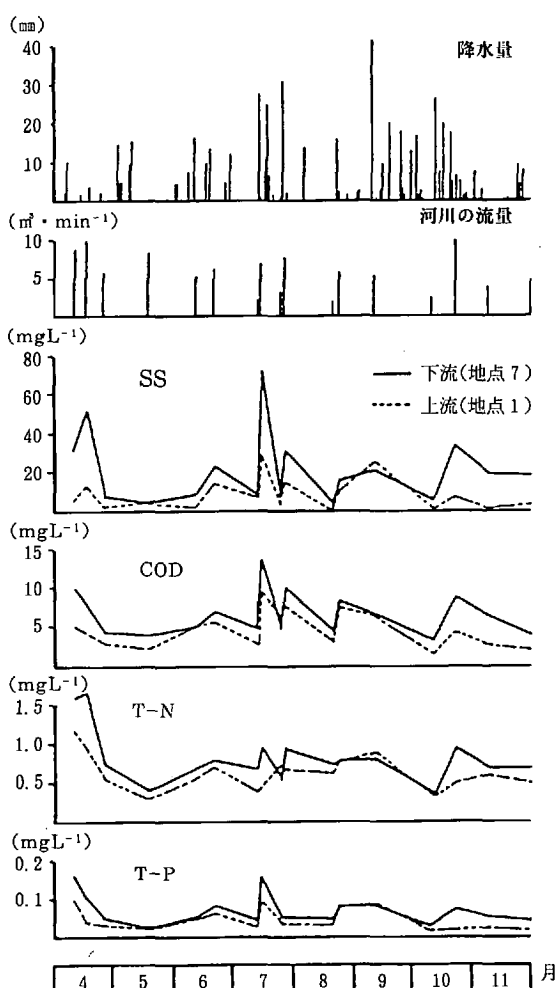
第3図 調査地域周辺の土地利用 (図中の番号は調査地点番号)

第7表 調査河川と道内の農耕地を流れる河川の水質対比

(mgL⁻¹)

地点	成分 項目	pH	DO	SS	COD	EC (mS・cm ⁻¹)	T-N	T-P	Cl	SO ₄ -S	K	Na	Ca	Mg
		調査河川 (37回)	平均値	7.0	9.4	25	6.2	0.086	0.78	0.065	6.34	2.44	2.09	7.30
	標準偏差	0.1	0.9	39	3.8	0.011	0.47	0.058	0.88	0.52	0.56	1.24	0.78	0.33
	CV (%)	2	10	158	61	13	60	89	14	21	27	17	33	18
対照河川 (37回)	平均値	7.0	9.7	9	5.9	0.056	0.35	0.029	5.43	1.38	1.18	5.32	1.63	1.21
その他 河川 (n=45)	平均値	6.9	9.1	48	5.5	0.100	1.56	0.064	6.38	4.83	2.04	5.12	4.03	2.58
	標準偏差	0.4	1.2	111	4.1	0.053	1.79	0.081	3.35	5.26	2.40	2.60	2.58	2.00
	最大値	8.4	11.5	572	22.1	0.320	7.31	0.407	22.31	38.27	19.62	15.36	15.00	12.57
	最小値	5.8	5.9	-	1.0	0.030	0.08	0.004	1.52	0.67	0.19	2.00	1.00	0.49

その他河川は、空知、上川、十勝、胆振の各支庁の農耕地を流れる中小河川。



第4図 調査河川の流量と水質の年間推移 (1984年)

このように、水質の推移には季節変化とともに、気象条件や流下過程における負荷の流入が影響しているものとみられ、各成分で異なる傾向³⁶⁾が予想された。そこで、以下に水質変動をもたらす要因別に検討を行った。

第3節 河川水質の季節変化

河川水質の季節変化をみるために各成分ごとに全地点の月別平均値

(第8表)と主な成分濃度の季節変化(平均値と標準偏差)を表した(第5図)。

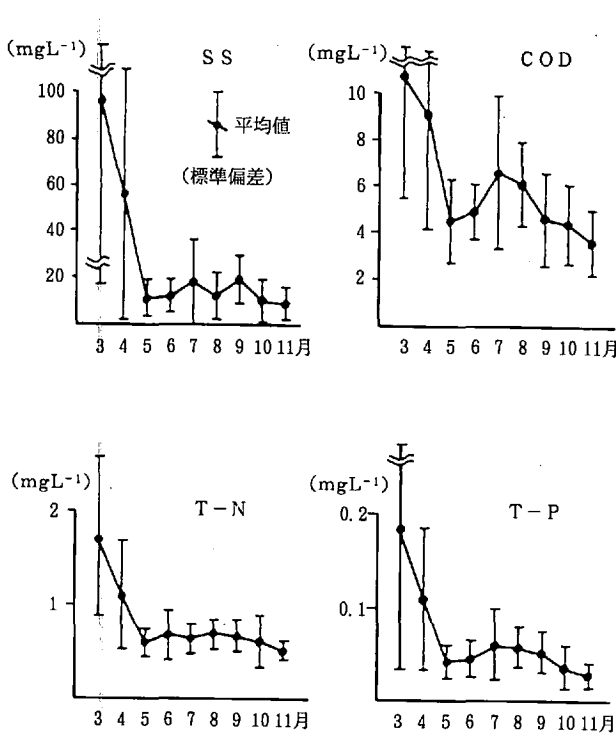
季節変化は各成分ごとに特徴がみられ³⁷⁾、DOは早春及び秋期に高く、夏期間は低い値を示した。また、SSを始めCOD、T-N、T-Pは早春に高く、夏から秋にかけて低い傾向を示した。すなわち、DOの変化は水温の高低を反映しており、SSを始めとする他の成分は流量の多少による影響を受けていた。また、SSとCOD、T-Pの変化は早春における値が高くほぼ同じ推移であったのに対して、T-Nは早春の変化がやや小さく、その後の変化も比較的緩やかであった。このような違いは、各成分が懸濁態、溶存態の何れを主体としているのかによって生じるものと推察された。そこで、各時期別にCOD、T-N、T-Pの形態別割合について検討した(第6図)。

第8表 調査河川における水質の月別平均値

(mgL⁻¹)

成分 月	水温 (°C)	DO	SS	COD	EC (mS・cm ⁻¹)	T-N	T-P	Cl
3	2.0	-	96	10.7	0.090	1.70	0.186	2.61
4	6.0	10.3	56	9.1	0.072	1.11	0.110	2.45
5	11.0	10.0	11	4.5	0.073	0.59	0.042	2.11
6	13.4	9.1	12	4.9	0.089	0.68	0.046	2.80
7	15.3	8.6	18	6.6	0.089	0.64	0.061	2.71
8	17.2	8.5	12	6.1	0.093	0.69	0.058	2.41
9	12.2	9.2	19	4.6	0.086	0.67	0.052	2.24
10	7.1	9.5	10	4.4	0.093	0.62	0.037	2.12
11	2.8	10.2	9	3.6	0.085	0.52	0.028	2.02

(n=19~100)



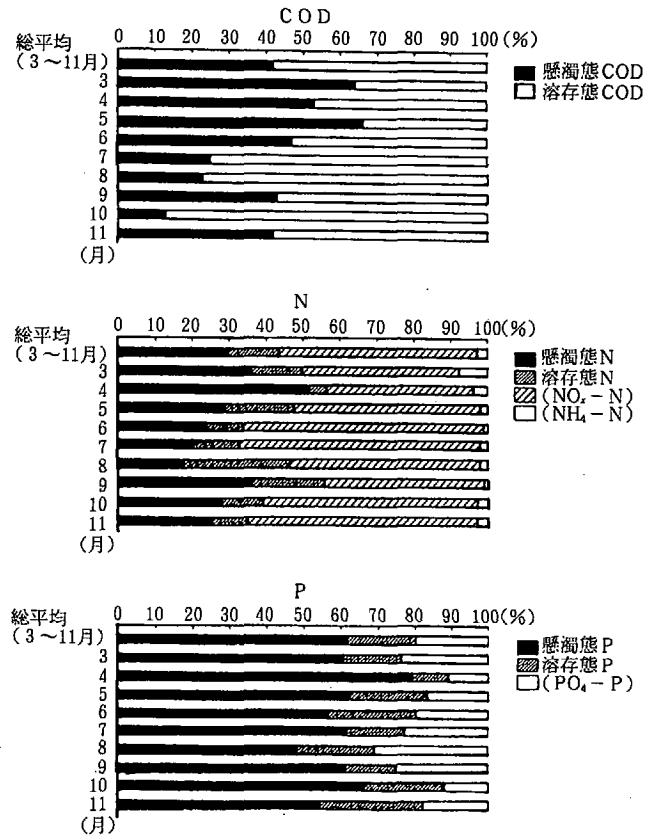
第5図 調査河川の水質変動と月別推移 (1984年)

各成分の形態は、先ず懸濁態と溶存態に分け、さらに、Nは溶存態のNO_x (NO₃-N+NO₂-N) とNH₄-N、PについてはPO₄-Pの割合を示した。

CODの形態別割合は年平均で懸濁態42%、溶存態58%で、その構成割合には季節による違いが認められた。これを月別にみると、3~6月の春期は半分以上が懸濁態であるのに対し、7月以降は溶存態が多く、10月には溶存態が80%以上を占めた。春期に懸濁態成分の割合が高まるのは、表面流去水や春先の強風に伴う風塵による影響とみられ、夏期以降の溶存態成分は生物体を構成する炭水化物やタンパク質等の有機物に基づく³⁸⁾ものと推察された。

Nの形態別割合は、懸濁態30%、溶存態70%で、溶存態は53%がNO_x-Nで、NH₄-Nは3%に過ぎなかった。月別にみると、懸濁態Nは融雪期の3月~4月及び降雨の多かった9月に高く、溶存態NはNO_x-Nが夏から秋にかけて、NH₄-Nは早春及び晩秋に高い傾向を示した。すなわち、懸濁態Nは融雪や降水に伴って発生し、NO_x-Nは微生物活性の高い高温時に、NH₄-Nは硝化活性が低調な低温期に相対的に高まったものと考えられた。

Pは懸濁態61%、溶存態39%で占められ、溶存態の中の20%はPO₄-Pであった。Pは年間を通して懸濁態の構成割合が高く、なかでも、4月には特異的に高い値(約80%)を示した。この地域の4月は融雪が最も盛んな時



第6図 水質成分の形態別構成割合 (%)

(n = 7~95)

第9表 懸濁成分中の灼熱損量の割合

項目 (月/日)	懸濁物質 (mg)	内強熱減量 (mg)	左記 割合(%)
4/7	29.5	5.6	19
4/14	40.9	7.6	19
4/16	62.3	10.8	17
4/21	122.7	22.5	18
4/28	30.5	6.4	21
平均值 (n=34)	58.0	10.7	18

で、表面流去水による懸濁態Pの流入がその原因とみられた。

一方、溶存態Pの中のPO₄-Pの割合は、夏期に若干高まる傾向を示し、CODやNO_x-Nと同様に河川周辺の生物活動による影響を示唆した。

なお、融雪期におけるSSの強熱減量(500℃、6時間)を調べたところ、平均値は18%で(第9表)、残りの82%は土壌粒子等の鉱物質で占められるものと推察された。

以上、COD、N、Pの各形態について検討した結果、懸濁態の割合はP > COD > Nで、PはSSにもとづく懸濁態のものが多く、Nは溶存態のNO_x-Nの占める割

合が高かった。これら成分の季節変化には幾つかの共通点が見られ、融雪期及び雨の多い時期には懸濁態成分が、また、夏期間は溶存態成分の割合が高く、降水による影響と共に微生物相を含めた生物系の代謝活動の盛衰が影響しているものと思われた。

第4節 降雨に伴う水質の変動

短期間に河川の流量や水質に影響をもたらす要因として、降雨による変化があげられる。降雨後の水質変化は懸濁態成分が中心であり、増水時はSS、T-Pの上昇が顕著である。この様な変化は、降水に伴って河川に流

入する表面流去水や増水時の河川底質の攪乱によるものと考えられる。

流量階層別に水質を比較してみると(第10表)、SS、COD、T-N、T-Pは流量の増加に伴って高まっており、各成分とも流量の増減に対応していた。一方、EC、Clはこれらの成分とは逆の傾向を示しており、増水に伴う希釈効果³⁰⁾が認められた。

各成分ごとに流量との単相関係数をみると(第7図)、SSで0.759**、COD 0.719**、T-N 0.607**、T-P 0.688** (**は $p=0.01$ で有意なことを示す)の高い正の相関を、また、ECとの間には二次関数で示される-0.760**の負の相関が認められた。なお、各成分とも流量の多い時に変動が大きい傾向がみられるが、これは融雪期の調査結果を反映したものと考えられた。

第10表 流量変動に伴う水質成分の変化

流量($m^3 \cdot min^{-1}$)	成分 (mgL^{-1})					
	SS	COD	EC ($mS \cdot cm^{-1}$)	T-N	T-P	Cl
~2.4 (n=21)	7.3 67	3.9 22	0.097 5	0.64 21	0.040 35	7.41 5
2.5~4.9 (n=69)	11.8 168	4.5 53	0.093 10	0.63 51	0.039 82	6.44 8
5.0~7.4 (n=82)	16.1 89	5.6 48	0.085 9	0.69 33	0.057 56	6.27 16
7.9~9.9 (n=62)	28.1 114	7.2 49	0.084 12	0.91 45	0.077 70	6.23 13
10.0~19.9 (n=55)	43.5 218	7.1 60	0.076 12	0.98 76	0.107 112	5.94 12
20.0~ (n=70)	83.3 73	11.8 48	0.068 6	1.30 56	0.138 62	5.96 9

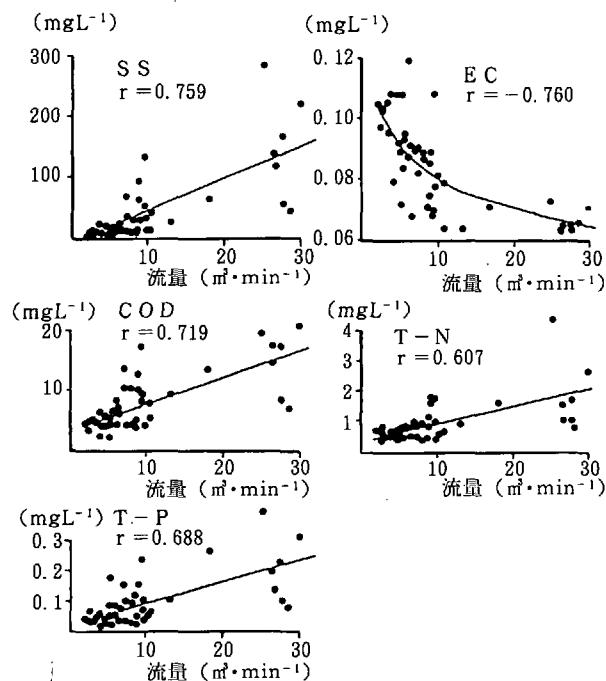
表中の数字は、上段が平均濃度、下段が変異係数(%)。

第5節 流下過程の水質変化と河岸構造の影響

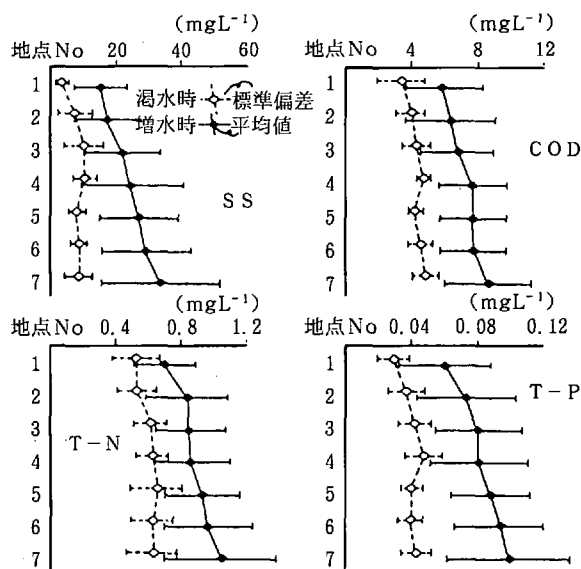
流下過程における各成分値の変化を調査河川(地点1~7)、対照河川(地点8~11)、合流後(地点12~16)に分けて示した(第11表)。

調査河川の河岸は、人工的な改変が加えられていない未改修の自然河川で、流下過程における水質変化はSSを始めCOD、T-N、T-Pで大きい。これを渇水時と増水時に分けてみると(第8図)、渇水時の流れ変化が小さいのに対し増水時の変化は大きく、増水時を中心に河川の周辺から負荷が流入することを示唆した。

なお、地点④~⑤では渇水時にSS、COD、T-Pで上流の成分値よりも低下する傾向がみられ、増水時にはSSを中心にした成分上昇が認められた。これらの現象



第7図 流量と各成分濃度の相関



第8図 河川の水量が流れ変化に及ぼす影響(1984年)

第11表 河川水量の地点別濃度変化

(mgL⁻¹)

河川	地点	成分					
		SS	COD	EC (mS・cm ⁻¹)	T-N	T-P	Cl
調査河川	1	21.1	5.92	0.076	0.67(0.49)	0.050(0.015)	6.00
	2	25.9	6.45	0.078	0.79(0.50)	0.059(0.017)	6.01
	3	37.8	7.81	0.077	0.82(0.52)	0.073(0.017)	6.03
	4	42.8	8.25	0.077	0.89(0.53)	0.086(0.019)	5.98
	5	51.5	9.14	0.077	0.98(0.52)	0.098(0.019)	5.94
	6	49.6	9.20	0.077	0.93(0.51)	0.099(0.019)	5.95
	7	60.7	9.34	0.077	0.95(0.50)	0.102(0.019)	5.96
対照河川	8	11.8	5.43	0.055	0.35	0.022	5.12
	9	11.7	5.60	0.055	0.32	0.020	5.10
	10	12.8	5.75	0.055	0.32	0.021	5.08
	11	14.7	5.77	0.056	0.33	0.027	5.03
合流河川	12	64.6	8.80	0.062	0.82	0.101	5.38
	13	68.2	8.37	0.064	0.83	0.100	5.44
	14	36.9	7.72	0.063	0.66	0.077	5.45
	15	19.9	6.76	0.065	0.60	0.047	5.60
	16	11.5	4.97	0.071	1.07	0.034	6.06

表中の()内は溶存態成分の値。

は、両地点間にある停滞水域で、流れが緩やかな渇水時に汚濁負荷が沈降し、流量が多くなる増水時に蓄積された負荷が攪乱され流出する⁴⁰⁾ためと推察された。すなわち、停滞水域における汚濁負荷の保留と放出の機構⁴¹⁾を反映しているものとみられた。

一方、コンクリートブロックで改修されている対照河川(地点⑧~⑪)では、調査河川と周辺の土地利用や営農状況がほぼ同じであるにもかかわらず(第3図)、流下過程における各成分濃度の変化は小さく、河岸構造の違いによる影響が認められた。

調査河川は地点⑫で対照河川に合流しているが、合流点及びその直下の地点⑬では底質の巻き上げによる⁴⁰⁾汚濁が著しかった。しかし、その後川幅が広くなり流れが緩やかになるにつれて(地点⑭~⑯)SSを中心とした成分が低下し、懸濁態成分の沈降に伴う水質浄化が進行した。

以上、河川の流程変化は河岸構造及び流量によって傾向を異にした。すなわち、自然河川では増水時に懸濁態を主体とした成分値が上昇するのに対して、改修河川では全般に成分値の上昇は少なく流程による変化は小さかった。

考 察

本章では、各種営農活動に伴う栄養塩類の流出実態を把握するのに先立ち、農業地帯を流れる小河川の一般的な水質変化を解析した。

1) 河川の水質概況

調査河川は道央の丘陵地に源を発する幅数mの自然河川で、林地を迂回した後農耕地へと流れ、中流域には停滞水域がある。自然河川であるため、平常時は道内の農業地帯を流れる他の河川に比べると清澄であるが、融雪期や降雨が続いた場合には懸濁態成分を中心とした濃度上昇が著しい。

2) 河川水質の季節変化

道内の日本海側に面した多雪地帯では、河川への水供給が早春の融雪期に集中しており、当該時期の水質汚濁が最大値を示すことが多い。その中で顕著な変化を表す懸濁物質(SS)⁴²⁾は、融雪期と夏から秋にかけての多雨期に高く、渇水に見舞われる5~6月や晩秋には低かった。このような変化は主に表面流去水の流入によってもたらされ、懸濁物質の強熱減量の内容は大半が鉱物質土壌粒子によって占められているものと考えられた(第9表)。

化学的酸素要求量(COD)は、5~6月、10~11月の低温期に低く、夏期間は比較的高いことから、生物系の代謝活動が影響しているものと推察された。また、CODの形態は、春先には表面流去水に伴って移動する土壌粒子等の懸濁態のものが多く、夏以降は溶存態の割合が高まっており、季節によって構成割合に違いがみられた³⁸⁾。

窒素はNO_x-N(硝酸態窒素NO₃-N+亜硝酸態窒素NO₂-N)の割合が高く、窒素の移動が土壌浸透水に伴

う溶存態を主体にしていることを示し、COD やリンに比べると懸濁態成分の割合は少なかった^{43, 44)}。

一方、リンの季節変化は懸濁態物質に対応しており、その形態も年間を通して懸濁態成分が大半を占めていた^{43, 44)}。すなわち、リンの移動は表面流去水による土壌粒子等の移動が主体であり、土壌等に固定された成分が表面流去水とともに河川に流れ込み、水質に影響をもたらすものと推察された。

このように、農業地域を流れる小河川の水質には季節変化がみられ、特に融雪期の表面流去に伴う汚濁負荷の搬送による影響が大きい。また、成分によって流出形態が異なり、窒素は溶存態、リンは懸濁態中心の動態を示した。これら水質の季節変化は、道内の農耕地を流れる一般河川の標準的なパターンとみられ、毎年同じように繰り返されているものと考えられる。

3) 降雨に伴う水質の変動

次に、短期間に水質変化をもたらす要因として、降雨による影響について述べる。

降雨による変化は、降雨の強度やその間隔、先行降雨の有無によって傾向を異にする³⁶⁾。すなわち、河川の流量及び成分濃度は、晴天期間が長く続いたときには安定した値を示し、安定期後に強度の降雨があった場合には懸濁態成分を始めとする成分濃度の上昇が著しい⁴⁵⁾。これは、晴天期間に蓄積された負荷源が短期間のうちに河川に流入するため、融雪期の水質変化に類似している。これに対して、降雨が連続する場合には、後続する降雨に伴う水質変化は比較的小さく、初期の降雨によって地表の掃浄効果をもたらされるためと推察された^{37, 41)}。

水質成分ごとの特徴は流量と各成分間の相関関係にもみられ、相関係数は懸濁物質 > COD > リン > 窒素の順に高く、窒素を除く三成分の濃度は流量増加を強く反映していた。また、電気伝導度 (EC) は流量に反比例した二次関数で表され、河川に流入する電解質の総量は、流量が著しく高まる融雪期や降雨の多い時を除くとほぼ一定であることを示唆した。

すなわち、降雨によって SS を始めとする懸濁態成分の上昇が認められる反面、増水に伴う希釈効果で塩類濃度の低下が認められた。

一方、降雨に伴う水質変化は^{36, 42, 43, 46)} 流出内容の形態から二つに分けられる。一つは、懸濁物質 (SS) 及び懸濁態成分が主体のリンで、これらは初期流出時に最高値に達し、その変化は短時間に発生する。もう一つは、溶存態成分の割合が高い窒素で、降雨後一定の時間を経過した後最高値を示し⁴⁷⁾、その変化は前者に比べるとやや緩慢に表れる。そして、COD はこれら両者の中間的な傾向を表すものと考えられた。

4) 流下過程の水質変化と河岸構造の影響

調査河川の流下過程における水質変化は、降雨時に強く表れた。特に、調査河川では下流に向かうにつれて懸濁態成分を中心とした濃度の上昇が明らかで、周辺から流入する流達負荷による影響が予想された。これに対して、対照河川の水質変化は小さく、調査河川の流下過程における変化が表面流去水による懸濁態成分を主体としたものであることを表した。このことから、河川の流下過程における変化は、流量及び河岸構造の影響を受け、自然河川では懸濁態成分の変動が顕著であるのに対し、改修河川では変動が小さかった。また、改修されていない自然河川では、周辺の営農活動による影響を直接受けやすいものと考えられた。

なお、調査河川中流の停滞水域では、渇水時と増水時で成分変動に違いがみられ、渇水時には成分濃度が低下する反面、増水時の濃度上昇が顕著であった。これは、自然河川の停滞水域における汚濁物質の保留⁴¹⁾と蓄積負荷の放出の機構を表すもので、水質汚濁の抑制対策を考えるうえで重要な意味をもつ。

また、河川が合流した後に流速低下に伴う懸濁態成分の浄化⁴¹⁾が認められ、合流地点から1.8km下流の地点⑩では、成分値が合流地点の20%以下となった。しかし、溶存態の占める割合の高い窒素は低下割合が小さく、当該成分による水質変化が比較的長距離に波及することを示している。

第4章 酪農排水に伴う河川の水質汚濁

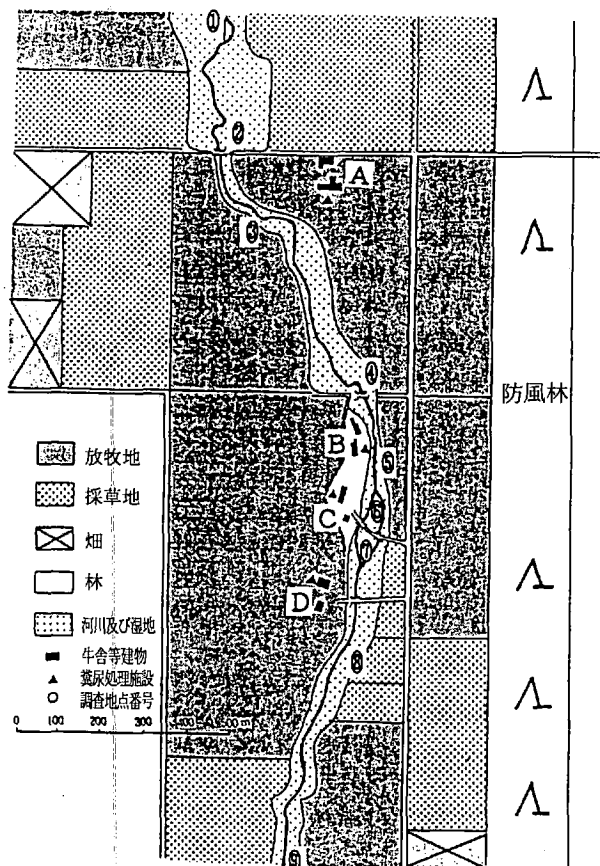
酪農経営に伴って発生する排水は、大量の栄養塩類を含んでおり、その取り扱い次第では周辺の水域に重大な影響をもたらすことが考えられる。本試験では、北海道の代表的な酪農経営形態の一つである畑作複合酪農地帯をモデルに、営農活動が河川の水質に及ぼす影響を明らかにしようとした。すなわち、前章で河川水質の成分及び濃度変化を明らかにしたのに基づいて、河川水質の変化を量的に把握するための解析を行った。

第1節 汚濁発生地点における河川の水質変化

試験方法

酪農施設等から流出する排水が河川の水質に及ぼす影響を確認するため、排泄物処理施設が不備で汚水が河川に流れ込んでいる地点で、典型的な汚濁発生の事例として調査を行った。

調査地点は道東のB町で、1983年～85年の夏期間（7月）に3ヵ年にわたり、定点から河川水を採取して分析



第9図 調査河川流域の土地利用図
(○印は採水地点を表す)

を行うとともに、河川周辺の酪農家の営農概況について調査した⁴⁸⁾。

試験結果・考察

1) 水系の概況

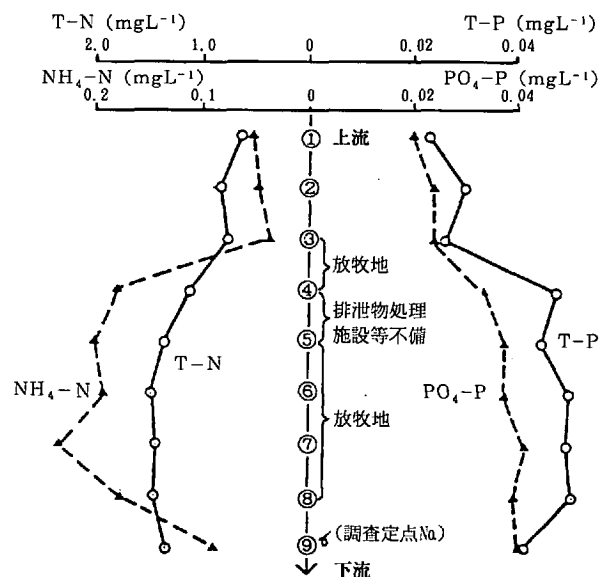
河川は湿原に端を発しており、流量は融雪期を除くと全般に少ない（調査時点で $2.7 \sim 5.0 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ ）。河は蛇行しながら流れる典型的な自然河川で、流下過程で随所に小規模な湿地が発達していた。

2) 土地利用と汚濁要因

調査地域周辺の土地利用は大部分が牧草地で典型的な草地酪農地帯である。調査対象河川の集水域は、林地21%、草地69%、畑地2%、湿地8%で占められ、河川に隣接する酪農家4戸で乳牛212頭が飼われていた（第9図）。河川周辺は大部分が放牧地で、放牧中の飲み水を河川水に依存しており、全域にわたって家畜排泄物による河川水への負荷が考えられた。また、現地酪農施設を視察した結果から、地点④～⑧に点在する排泄物処理施設は未整備なものが多く、これら施設から発生する尿汚水による河川への影響が危惧された。特に、河川に隣接して糞尿処理施設が配置されている地点④～⑤では、尿汚水が直接河川に流入している状況が確認された。

3) 流下過程における河川の水質変化

水質調査の結果は上述の営農概況を反映した（第12表、第10図）。すなわち、流域が草地や林地で占められる河川上流では水質変化が小さいのに対して、酪農家が点在



第10図 水質成分の流程変化

第12表 調査河川の水質 (1983~1985年)

(mgL⁻¹)

地点No	項目	pH	SS	COD	EC (mS·cm ⁻¹)	T-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	T-P	PO ₄ -P	Cl	K	Na	Mg	Ca
1		6.6	9	2.5	0.102	0.64	0.56	0.054	0.023	0.010	7.40	1.59	6.72	4.45	2.23
2		6.6	12	3.2	0.110	0.83	0.59	0.048	0.030	0.012	8.28	1.92	6.97	4.80	2.48
3		6.8	4	2.8	0.118	0.76	0.61	0.037	0.026	0.012	8.46	2.04	7.23	5.16	2.65
4		6.9	7	2.9	0.129	1.10	0.71	0.180	0.048	0.017	9.46	2.83	7.62	5.76	2.90
5		6.8	5	2.9	0.138	1.34	0.81	0.202	0.045	0.019	10.15	3.10	8.04	6.18	3.08
6		6.8	5	3.3	0.145	1.45	0.88	0.192	0.050	0.019	10.30	3.17	8.16	6.46	3.25
7		6.8	4	2.9	0.145	1.43	0.77	0.234	0.050	0.021	10.43	3.51	8.20	6.39	3.28
8		6.8	7	3.5	0.149	1.44	0.93	0.175	0.051	0.020	10.46	3.73	8.20	6.73	3.33
9		6.9	3	2.1	0.147	1.32	0.95	0.088	0.042	0.021	9.96	3.63	8.04	6.61	3.31

する中流では各成分の高まりが著しかった。なかでも、窒素やリンの濃度上昇は明らかで、溶存態としてはNH₄-N、PO₄-Pの変化が顕著であった。

以上、酪農排水が河川の水質に及ぼす影響をみるために調査を行ったところ、不備な糞尿処理施設が河川周辺に点在するところでは、窒素やリンを中心とした水質汚濁が発生しているのが認められた。

第2節 標準的な畑作複合酪農地帯における水質変化

試験方法

標準的な営農管理を行っている千歳市駒里の畑作複合酪農地帯をモデルブロック地域として（以下、モデル地域とする、第12図）河川水質を調査した。対象地域は、前章で述べた千歳市・駒里の畑作複合酪農地帯で、水質調査とともに各農家の営農概況の項目の中で水質汚濁に関与するとみられる要因についても検討した。河川の流量及び水質調査は前述と同様の方法で行った。採水は河川が結氷し始める12月から積雪下にある翌春の3月の間を除く4月から11月に、毎月1~4回、1984年~1985年の間に計27回実施した。分析項目は、水温、pH、DO（溶存酸素）、SS（懸濁物質）、COD（化学的酸素要求量）、EC、T-N、NO₃-N、NH₄-N、T-P、PO₄-P、Cl、SO₄-S、ALK（アルカリ度、4.8Bx）、K、Mg等²⁴⁾である。これら成分の分析結果をもとに各成分間の相関係数を計算し、市販のプログラム⁴⁰⁾を用いて主成分分析による統計解析を試みた。

試験結果

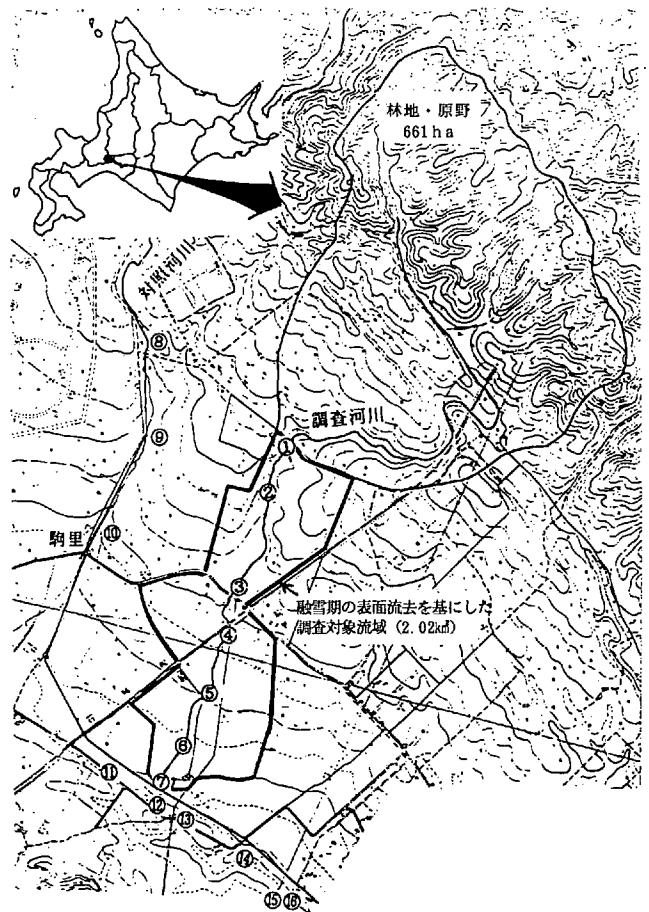
1) 調査地域の営農概況と水質汚濁要因

水質調査に先立ち調査河川周辺の土地利用及び営農概況について聞き取り調査を行い、酪農経営を中心とした水質汚濁要因を整理した。

また、河川の水質に直接影響を及ぼす可能性のある流

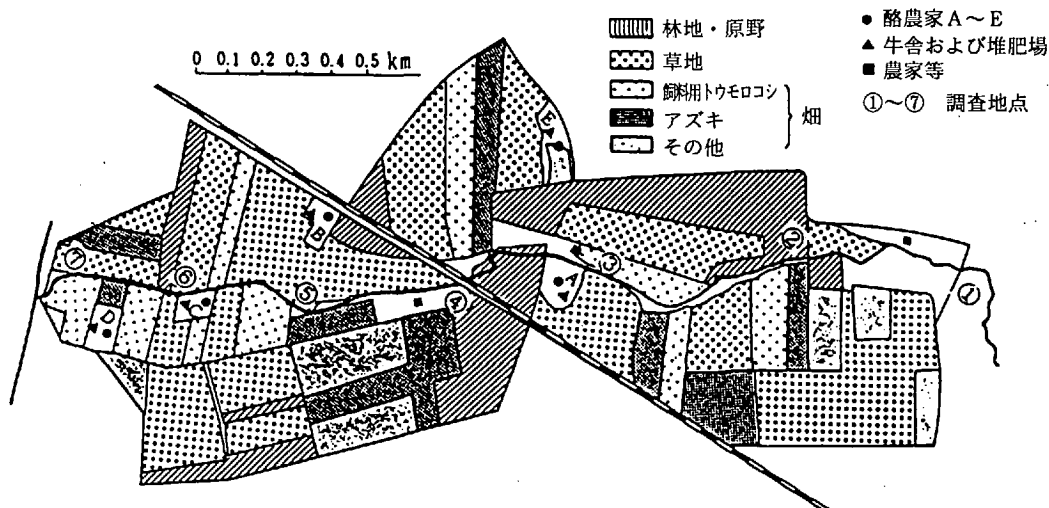
水域は、表面流去水の挙動が最も広範囲に及ぶ融雪期に現地を観察した結果を基に設定した（第11図）。すなわち、鉄道や道路で仕切られた集水域の面積（モデル地域）202haで、その土地利用は牧草地42%（内、放牧地13%）、飼料作物を含めた畑地31%、林地・原野等27%で占められていた（第12図）。

モデル地域内には酪農家及び畑作農家が点在し、各農家はほぼ地域内で営農活動を行っていた。酪農家の飼養



第11図 調査河川の流域図

(○印は調査地点)



第12図 調査河川流域の土地利用図

頭数は20~50頭で、地域内の5戸の牧場で成牛換算で200頭の乳牛が飼われていた。畜舎及び糞尿処理施設は、経営規模の大きいA, B, E牧場でほぼ完備しており、堆肥盤や尿溜め等の貯溜槽も飼養規模に見合ったものであった。これに対して、やや小規模なC, D牧場では、堆肥盤が不備で、尿污水は敷き藁等に吸水させ糞と混合して堆肥化を図っており、その一部は吸水されないまま施設外に流出していた。各農家の糞尿処理施設は固液分離方式で行われ、糞は堆肥として畑に還元し、尿は草地で利用していた。これら糞尿処理方式をもとに、水質汚濁要因を整理し、模式化したのが第13図である。

河川の水質に直接影響をもたらす要因としては、第一に、下流に位置する酪農家C, Dの糞尿処理施設、パドック等の点汚染源が挙げられ、第二に、上流の流域内で行

われている放牧による影響が考えられた。また、間接的な汚濁要因としては、畑地や草地に対する施肥、糞尿の施用に伴う面汚染源の影響が予想された。

すなわち、当モデル地域で酪農経営に関連した直接汚濁源としては、上~中流の放牧と下流の畜舎周辺の排泄物処理施設等が中心になるものと考えられた。

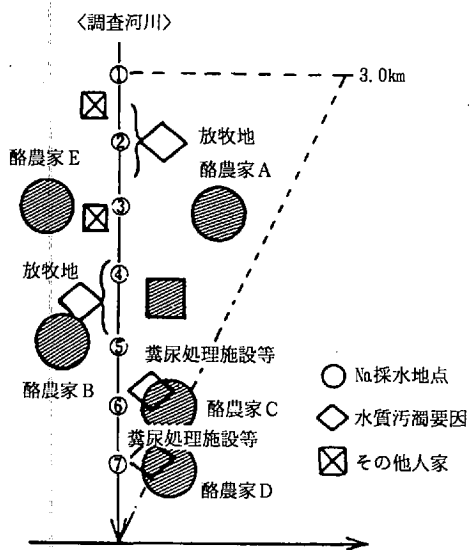
2) 因子分析による水質変動要因の解析

調査期間中の河川水質に関する各成分濃度は第13表に示すとおりである。

河川水質は各成分間の複雑な係わりの中で、流下に伴って変化してゆくものと考えられる。そのため、単一成分の平均的な値を比較しただけでは水質変動の全体像を把握することは困難である。そこで、互いに関連を持つ成分を集約し、汚濁因子の重みづけを明らかにするために主成分分析による解析を試みた。

まず、成分相互の相関関係について検討を加えた結果、多くの成分間に相関関係が認められた(第14表)。その中で高い有意性を示したのは、水温とDO, CODとT-N, T-P, ECとCl, アルカリ度, Mg, T-NとNO₃-N, T-PとPO₄-P, PO₄-PとKであった。なかでも、SS, COD, T-N, T-Pでは相互に高い相関を示し、当該成分間で相互に関連性が高いことを示していた。

次に、これらの結果をもとに主成分分析による統計解析を行った。解析に用いた成分は、標準偏差が小さかったpHと欠測値の多かったNO₃-Nを除く、水温, DO, SS, COD, EC, T-N, NH₄-N, T-P, PO₄-P, Cl, ALK, K, Mgの13項目である。解析に当たってSSは数値が正規分布に近づくように対数変換した値を用い、他の成分については分析値を直接入力し



第13図 水質汚濁要因の模式図

第13表 調査河川の水質

(mgL⁻¹)

成分 項目	流量 (m ³ ・min ⁻¹)	水温 ℃	pH	DO	SS	COD	EC (mS・cm ⁻¹)	T-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	T-P	PO ₄ -P	Cl	ALK m.e	K	Na	Ca	Mg
平均値	11	11.5	7.0	9.4	24	6.6	0.08	0.72	0.34	0.03	0.06	0.01	6.2	0.45	1.9	6.8	1.6	2.2
最大値	72	30.3	7.4	12.4	292	19.8	0.12	4.47	1.04	0.43	0.51	0.30	8.0	0.67	6.3	9.2	2.5	5.3
最小値	2	0.9	6.6	7.1	1	1.6	0.04	0.07	-	-	-	-	3.6	0.10	0.7	2.8	0.7	0.6
標準偏差	12	6.7	0.1	1.1	40	3.8	0.02	0.51	0.22	0.05	0.07	0.03	0.8	0.12	0.7	1.4	0.4	0.8
変異係数(%)	106	59	2	12	164	58	20	70	63	170	114	179	13	25	40	21	23	35

第14表 水質成分の相関関係

	水温	pH	DO	SS	COD	EC	T-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	T-P	PO ₄ -P	Cl	SO ₄ -S	ALK	K	Mg
水温		0.293	-0.693	-0.127	0.104	-0.025	-0.120	-0.291	-0.188	-0.001	0.184	-0.083	-0.019	0.156	0.192	0.099
pH			-0.042	-0.115	-0.108	0.046	-0.217	-0.283	-0.125	-0.168	-0.091	-0.038	0.056	0.125	-0.140	0.102
DO				0.018	-0.135	-0.271	-0.055	0.088	0.079	-0.145	-0.250	-0.245	-0.077	-0.424	-0.435	-0.359
SS					0.869	-0.130	0.849	0.325	0.249	0.858	0.261	0.063	0.323	-0.308	0.162	0.204
COD						-0.186	0.773	0.243	0.295	0.855	0.385	0.057	0.251	-0.339	0.300	-0.247
EC							0.115	0.416	0.070	-0.006	0.090	0.668	0.483	0.760	0.549	0.851
T-N								0.642	0.499	0.877	0.439	0.267	0.388	-0.182	0.416	0.035
NO ₃ -N	n=281								0.451	0.358	0.154	0.461	0.570	-0.040	0.296	0.322
NH ₄ -N	1%有意水準、r=0.154									0.473	0.582	0.116	0.116	-0.300	0.317	0.011
T-P											0.683	0.205	0.299	-0.200	0.515	-0.079
PO ₄ -P												0.193	0.077	-0.016	0.684	0.060
Cl													0.504	0.415	0.579	0.580
SO ₄ -S														0.153	0.264	0.485
ALK															0.452	0.791
K																0.493
Mg																

第15表 因子負荷量

項目	主成分	因子負荷量				回転後の因子負荷量			
		第1主成分 Z ₁	第2主成分 Z ₂	第3主成分 Z ₃	第4主成分 Z ₄	第1因子 F ₁	第2因子 F ₂	第3因子 F ₃	第4因子 F ₄
水温		0.056	0.248	0.899	0.028	-0.053	-0.049	0.932	0.010
DO		-0.275	-0.511	-0.700	0.066	-0.089	-0.321	-0.847	-0.048
SS		0.789	-0.383	-0.067	-0.425	0.972	-0.055	-0.080	-0.022
COD		0.795	-0.412	0.181	-0.315	0.933	-0.176	0.145	0.108
EC		0.238	0.850	-0.324	-0.086	-0.033	0.941	-0.027	0.065
T-N		0.879	-0.205	-0.162	-0.190	0.879	0.118	-0.111	0.277
NH ₄ -N		0.564	-0.168	-0.272	0.630	0.225	-0.030	-0.252	0.837
T-P		0.941	-0.248	0.038	-0.062	0.884	0.011	0.072	0.408
PO ₄ -P		0.719	0.052	0.173	0.573	0.306	0.077	0.254	0.845
Cl		0.417	0.610	-0.321	-0.129	0.211	0.776	-0.074	0.114
ALK		-0.030	0.901	-0.006	-0.161	-0.237	0.833	0.260	-0.148
K		0.706	0.538	0.057	0.198	0.317	0.610	0.291	0.522
Mg		0.154	0.886	-0.186	-0.062	-0.126	0.905	0.105	0.038
固有値		4.577	3.757	1.713	1.144				
寄与率(%)		35.2	28.9	13.2	8.8				
累積寄与率(%)		35.2	64.1	77.3	86.1				

た。解析の結果、固有値1以上の因子として4成分が抽出され、その累積寄与率は86.1%と高く、集約度はほぼ満足できる条件にあった。また、第15表に示すように、第1、第2主成分で複数の因子が高い負荷量を表したので、主成分分析による共有性を用いて各因子の特徴をより明らかにするためにバリマックス回転を行い、各負荷量を計算した。

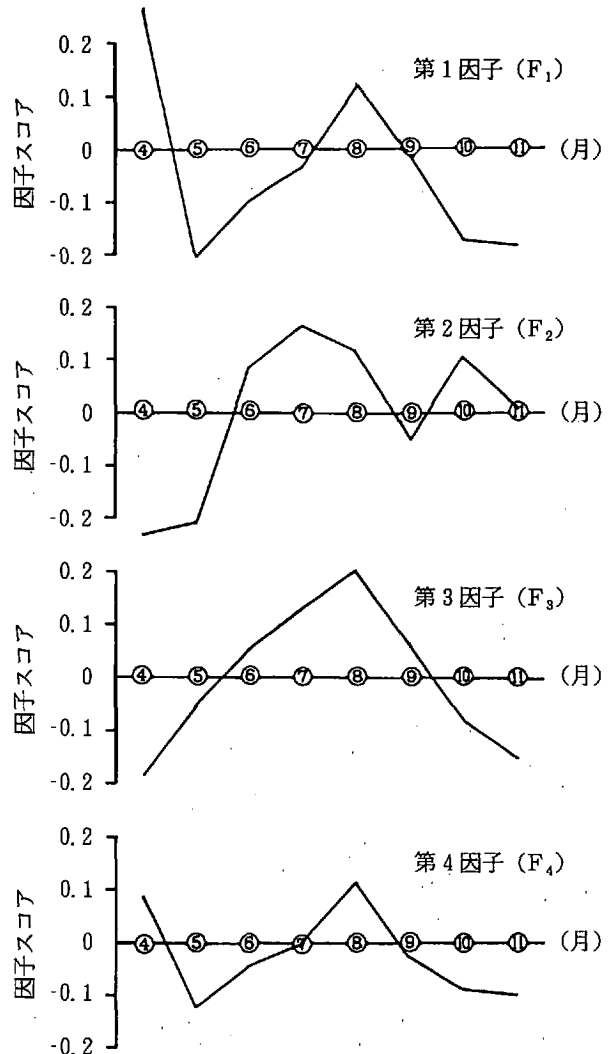
因子分析の結果、第1因子はSSを始めCOD, T-N, T-Pを中心とした因子で、懸濁態成分の変動による汚濁の程度を表す因子と解釈された。第2因子はEC, Mg, ALK, Cl, K等電解質濃度による基本水質の変動を表す因子と考えられた。これら第1、第2主成分を合わせた累積寄与率は64.1%で、水質変化全体の三分の二が両因子によって集約された。

また、第3因子は水温でプラス、DOではマイナスの因子負荷量を示し、酸素飽和度の季節変化を表しているものと考えられた。第4因子は $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ で高く、Kでもやや高い値を示しており、溶存態のN, PおよびKを中心とした水質汚濁を表す因子と考えられ、施肥や尿による汚濁程度と関係の深い因子と推察された。これら、第3、第4因子による寄与率は各々13.2%, 8.8%で、何れも第1、第2因子の半分以下であった。

次に、バリマックス回転を行った後の各因子得点について月別平均値を計算し、その季節変動をみたのが第14図である。

第1因子は、融雪期(4月)及び降雨時(8月)に高く、渇水期(5~7月)は低い傾向がみられ、表面流水の流入に伴う懸濁態成分の変動をよく表した。また、第2因子は、第1因子とは逆に水量の多いときには低い値を示し、水量増加に伴う塩類の希釈効果をよく表している。このことは、土壌及び風化殻から供給される各種塩類の総流出量がほぼ一定であることを示唆していると考えられ、人為的汚濁とは直接関係がない因子と推察された。第3因子は、水温の変化に対応しており、季節変化による変動を表している。ただし、DOの最低値は 7.1mgL^{-1} で、その時の水温 21°C の飽和DO量 8.68mgL^{-1} に対する酸素飽和度は82%であったことから、水生生物が酸素欠乏によって悪影響を被る恐れは認められなかった。第4因子は、第1因子の変化にほぼ対応しているが、 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ の変化に関する情報を持つ独立した因子で、一般的に人為的な汚濁の指標として扱われている成分^{50, 51)}濃度と高い相関を示している。

すなわち、第2因子は肥料成分とは直接関係のない流域の土壌等からの自然負荷の変動を示す因子、第3因子

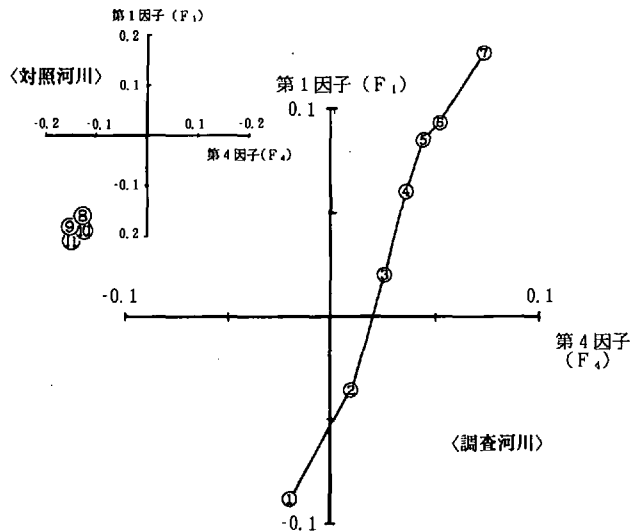


第14図 各因子の年間推移

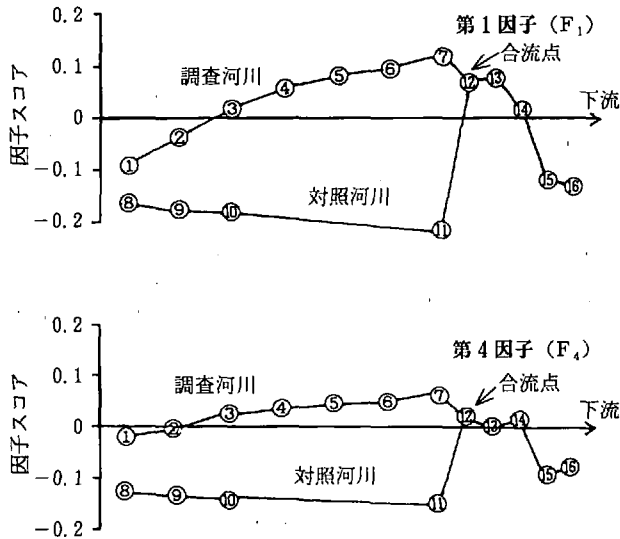
は主として気温の変化による自然的水質変動を示す因子と考えられ、いずれも人為的な汚濁とは関係がないと考えられる。そこで、営農との係わりが予想される第1因子と第4因子について、地点別変化を表す因子スコアの散布図を示した(第15図)。両因子とも上流から下流に向かって増加する傾向にあるが、地点①から地点④では第1因子が、地点⑤から地点⑦にかけては第4因子の変動が大きかった。なお、対照河川(⑧~⑪)では両因子とも低く、変化は小さかった。これら地点間変動を解析するため第16図に、流下過程における第1、4因子の地点別平均値の推移を示した。

また、流出過程における水質変化を対比するために、改修河川(対照河川)の水質変化を併記した。

両因子とも対照河川では流下に伴う変化は小さく、むしろわずかながら減少する傾向にあった。これに対して、調査河川では流下に伴う変化が大きかった。特に、地点



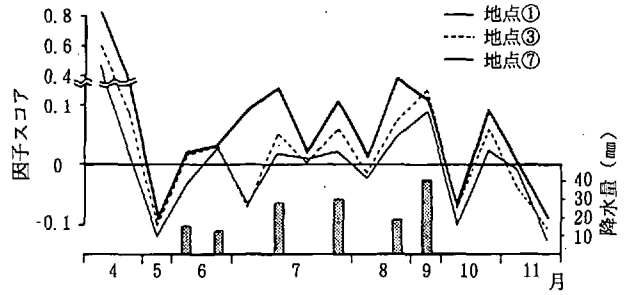
第15図 第1, 第4因子スコアの流程変化 (図中の番号は調査地点を表す)



第16図 因子スコアの流程変化 (図中の番号は調査地点番号)

①～③, 地点⑥～⑦間の上昇が大きく, 当該地点間における放牧及び酪農施設との関連性が予想された。

第4因子は $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ 等, N, Pの溶存態成分濃度と密接な関係にあり, これら成分の負荷源として施肥の影響も考慮する必要がある。しかし, 施肥による窒素の移動は大部分が硝酸態によるものであり, 施肥リンは通常表層土壌に固定され溶存態としての移動はほとんど認められない。これに対して, 畜舎及びその周辺から直接流出する汚水中の窒素は大部分が $\text{NH}_4\text{-N}$ で, $\text{PO}_4\text{-P}$ の占める割合も高い。これらの状況を考え併せると, 第4因子に対する施肥の影響はあまり大きくなく, 大部分が畜産排水, とくに尿汚水の影響を反映するものと推定された。



第17図 第4因子スコアの地点別年間推移

そこで, この因子の意味についてさらに解析を進めるために, 代表地点ごとの時期別変化を検討した(第17図)。

地点①では, 山林・原野に蓄積された栄養塩類がフラッシュアウトする融雪期を除いて低い因子スコアを示している。これに対して, 河川中流(地点③)では融雪期及び降雨時に因子スコアが高い値を示し, 当地点の上流域に広がる放牧地などの影響が予想された。一方, 下流(地点⑦)では年間を通して高い値を示すとともに, 降雨時の変動も大きかった。これは, 地点⑦の汚濁が恒常的な高い負荷源に起因することを表しており, 畜舎周辺で発生する汚濁水による影響が大きいと考えられた。

考察

従来, 農業系内から発生する負荷量は, 施肥量や家畜飼養頭数をもとにした原単位によって試算されてきた^{5,2)}。しかし, この方法では, 発生量と排出量が同一視され, 水域への流達負荷量が過大に評価される恐れがある。本調査では, 農業地域を流れる小河川の流達負荷量をできるだけ実態に即した方法で評価する一つの方法として, 因子分析及び後述する藻類を用いた生物検定を試みた。

その結果, 調査地域を流れる河川の水質変動の中で最も大きな比重を占めたのは, 懸濁態成分を中心とする因子であった。この因子スコアは表面流去水の流出ピークに一致して増減しており, 土壌水分が飽和状態にあるうえに地表が凍結している融雪期に最も高く, 降雨が多い時期にも同様の傾向を示した。また, 表面流去水が流入し易い調査河川では懸濁態成分の濃度が高く水質変動が大きかったのに対し, 護岸が築かれている対照河川では当該成分の濃度は低く, 水質変動も小さかった。

一方, 自然河川では河岸の植生が発達しているため, 随所に停滞水域が形成されており, これらが懸濁態成分を捕捉, 蓄積する役割を担っている。このため, 装工された改修河川に比べて自然浄化能が優れているといえるが, 増水時に底質が高濃度で流出する恐れも否定できない(3-4)参照)。このことは, 湖沼における植生の

発達が水質の浄化をもたらす原因として川島ら⁵³⁾によっても指摘されている。

これに対して、改修河川では河岸及び河床がコンクリートブロックで覆われているため、水質の浄化能は小さく、点汚染源によって一端高濃度の汚濁がもたらされた場合には、その影響が遠隔地におよぶものと推察される。

すなわち、懸濁態成分による水質汚濁を抑制するためには尿汚水が直接河川に流入しないように畜舎の貯留槽を整備すると共に、大量の表面流去水が直接流入しないように築堤と河岸の改修を行うことが有効と考える。また、河川改修に当たっては、浄化機能が発揮できるような人工的な停滞水域を設け、蓄積された底泥の浚渫とその有効利用法を考えてゆくことも重要と思われる。

第2の因子としては、各種塩類濃度が挙げられ、第1因子と同程度の比重を占めた。ECで総合される溶存態の塩類濃度は河川の流量に反比例し、塩類の流出量が年間を通してほぼ一定であることを示唆していた。これによって示される負荷は、岩石の風化過程等から放出される自然負荷量が主体で、肥料成分や糞尿にもとづく人為的な負荷は、河川水質に測定可能な影響を及ぼしていないものと考えられた。

第3の因子は季節変化に関する情報がよく集約されており、水質変化全体の1割強を占めた。一般に、溶存酸素は生活排水や工場排水による恒常的な高濃度汚濁が進行する水系で汚濁指標としてとりあげられている^{51, 54)}。しかし、当河川では水温の上昇に伴って溶存酸素は変化しているが、極端な低下は認められなかった。

第4の因子は、溶存態窒素の中のアンモニア態窒素及びオルトリン酸によって代表され、酪農排水に伴う水質汚濁を考えるうえで最も注目すべき因子である。その負荷量は、表面流去水が発生する時期に高まり、地点別に見ると畜舎及び放牧地周辺で高い傾向がみられた。アン

モニア態窒素とオルトリン酸を中心とした汚濁が酪農排水に起因することは、水質汚濁が認められた地域で行った調査例(第1節)からも明かである。また、これら成分による汚濁は人為的なものであり、生活排水やし尿汚染による汚濁の指標とされている^{50, 51)}。さらに、第4因子については、酪農排水に多く含まれるカリウムの負荷量も多く、当該因子が酪農排水、とくに尿汚水と深い関わりのあることを裏付けた。

なお、当該排水の負荷源としては、降水や水田の排水による影響が考えられる。しかし、降水中の成分はアンモニア態窒素の割合は高いが⁵⁵⁾溶存態リンの量はごくわずかでカリウムと関連しあって一つの因子を形成することはない。また、水田では施肥時期を中心にアンモニア態窒素、オルトリン酸が流出するといわれている^{13, 43)}、調査地域の流域には水田は存在しなかった。

上述を総合して考えると、第4因子は酪農排水に基づく可溶性成分の負荷量を示すとみられ、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ にKを考慮した指標によって汚濁程度を表現できることを示唆している。但し、糞尿処理施設からの直接汚濁があり得る本調査地区においても、当因子を構成する物質が河川の水質に及ぼす影響は水質変化全体の約9%を説明するにすぎなかった。

以上、道央の畑作酪農地帯をモデルに、農地及び畜産施設などから発生する水質汚濁因子の量的な解析を行った。その結果、当モデル地域のように、耕地に対して随時糞尿還元が行われている条件では、酪農排水が周辺を流れる河川の水質に及ぼす影響は大きくはないものとみられた。

この問題については、さらに負荷の発生から河川に至るまでの経過を総合的に検討する必要がある。窒素、リンを中心とした富栄養化関連物質の収支について章を改めて述べることにする。

第5章 藻類培養法による富栄養化の評価

培養試験による水質評価は、潜在的な富栄養化度を表しており、窒素やリン等の単独の栄養塩の影響だけでなく、富栄養化をもたらす様々な因子を総合的に評価する方法として利用されている。そこで、前章の統計解析を裏付ける意味で藻類を用いた生物検定を試みた。

試験方法

各地点ごとに採取した試水を用いて、熱分解法⁵⁶⁾による藻類生産潜在力検定を行った

1) 供試藻類

道立公害研、水質第3科で藻類培養法に用いている緑藻類を譲り受けたもので、特定の藻類を用いることによって起こりがちな反応の特異性を避けるために2藻種を供試した (*Scenedesumus byjuga*, *Chlorella pyrenoidosa*)。

2) 培地

両藻類とも、合成培地 (C培地: ミカズキモ培地⁵⁷⁾) を用いた。培地は数種類に分けてオートクレーブ滅菌した後混合した。

3) 培養

耐熱製キャップ付き試験管内で、温度 25 ± 2 °C、表面照度2,500~3,000lux (白色蛍光灯使用) の条件下で静置培養し、反復数は5とした。培養期間は予備試験の結果から藻類がほぼ最大増殖量に達する25日間とした。

4) 藻類の増殖量測定

増殖量は、藻類の細胞数は光学顕微鏡下で血球計測板を用いて計測し、濁度 (680nm における OD) は分光

光度計によって測定した。

5) 供試試水及び試験処理

調査河川から採取したものを、オートクレーブで分解後懸濁物を除くためメンブランフィルタ ($0.45 \mu\text{m}$) で濾過して試水とした。

また、栄養塩添加に伴う藻類の増殖量の変化を検討するため、 $\text{N } 1 \text{ mgL}^{-1}$ 、 $\text{P } 0.1 \text{ mgL}^{-1}$ となるように NaNO_3 、 KH_2PO_4 を添加した試験を行った。

試験結果

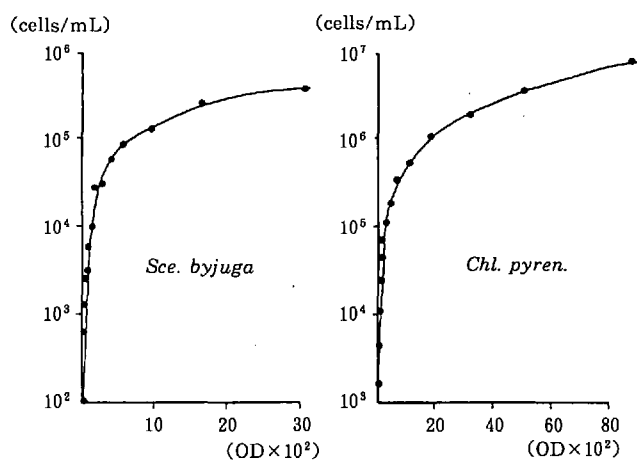
藻類を用いた富栄養化度の判定は、湖沼の水質評価に広く用いられており、N、Pを始めとする栄養塩類による汚濁程度を総合的に表す生物評価法として利用されている^{58, 59)}。

第1節 藻類培養法による汚濁度評価

1) 濁度法による藻類増殖量の測定

藻類の増殖量を評価する方法は様々あるが、簡便な方法として多く採用されている濁度法^{58, 59)}によって行った。

富栄養化度の判定に先立って、藻類の細胞数と濁度との関連について調べたところ、第18図のような関係がみられた。この結果から、濁度と藻類の増殖量との間には対数回帰式で示される安定した関連性が認められた。すなわち、吸光度を測定することによって藻類の増殖量の推定が可能であることが確かめられた。



第18図 濁度と藻類の細胞数の関連性

第16表 供試河川水の水質および藻類増殖量

項目 地点	河川水 (mgL^{-1})		藻類増殖量 ($\text{OD} \times 10^2$)	
	T·F-N	T·F-P	I	II
1	1.18	0.091	1.75	2.60
	0.40	0.059	0.51	1.16
3	1.61	0.227	1.91	3.04
	0.59	0.122	0.52	1.17
4	1.83	0.242	1.96	2.76
	0.42	0.044	0.58	0.92
5	1.99	0.273	2.20	3.47
	0.39	0.048	0.71	0.90
7	2.42	0.336	2.15	3.94
	0.88	0.116	0.28	1.21
10	0.80	0.169	1.78	1.87
	0.35	0.046	0.56	0.76

表中の上段は平均値、下段は標準偏差。

藻類 I は *Sc. byjuga*、II は *Chl. pyren.*

2) 供試河川水による増殖量の変動

供試水は汚濁が著しかった早春の融雪期及び降雨直後のものを用い、各地点ごとにN、P各含量と藻類増殖にともなう濁度変化の関連性をみた(第16表)。

その結果、藻類増殖量は河川水のP濃度の変化に対応した反応を示しているのに対し、N濃度の変化による変動は判然としない面もあった。

また、これを地点別にみると、増殖量の変化は地点③、地点⑦で大きい傾向がみられ、これら地点で水質汚濁が著しいことを示唆した。すなわち、当河川では富栄養化がPによって規制されていることを示すと共に、放牧地や酪農施設のある地点で栄養塩類による汚濁が進行していることを裏付けた。

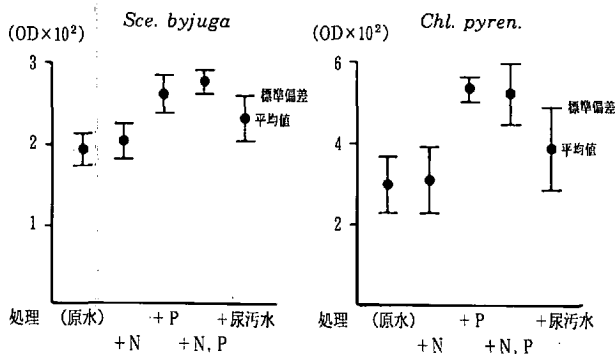
なお、供試した藻類のうち、*Chlorella pyrenoidosa*の増殖量が*Scenedesmus byjuga*よりも顕著であったが、N、P濃度及び地点間に対応した変化はほぼ同様の傾向を示しており、藻類の増殖に特異性は認められなかった。

3) 栄養塩(N、P)添加に伴う増殖量の変化

次に、当河川で藻類増殖を規制している物質を探るため、上述河川水にN 1 mgL^{-1} 、P 0.1 mgL^{-1} となるようにN、Pを添加(NaNO_3 、 KH_2PO_4)すると共に、河川に尿污水が流入した場合を想定して尿污水(N 5 mgL^{-1} 、P 0.03 mgL^{-1})をN濃度が 1 mgL^{-1} となるように添加する実験を行った(第19図)。

その結果、N添加の影響は若干みられたが、無添加の時との差は小さく、P添加による値の上昇が大きかった。すなわち、当河川の水質はN含量が藻類の増殖条件をほぼ満たしているのに対して、P含量が不足しており、藻類増殖の制限因子になっているものと考えられた。

また、尿污水添加では、Nだけを添加した場合よりも藻類の増殖が高まったが、Pを添加した場合に比べるとその値は低く、尿污水の添加だけではP濃度が低いため藻類の増殖が規制されることを示した。



第19図 栄養塩類添加処理に伴う藻類増殖量の変化

考 察

前章の因子分析の結果を補足する意味で、藻類を用いた河川水質の総合的な評価を試みた。培養試験による水質の評価は、藻類増殖をもたらす潜在的な富栄養化度を表しており^{56, 58)}、窒素やリンだけでなく富栄養化に係わる他の成分の影響も包含している。そのため、水系における栄養塩類の総合的な評価を行うための有効な手段として広く採用されている。

各調査地点の水質変動を裏付けるために、河川水を採取して藻類生産潜在力を検討したところ、畜舎周辺や放牧地周辺で採取した河川水で富栄養化の進行が明らかとなり、因子分析による結果が確かめられた。

本試験により、酪農排水による水質汚濁の様相が確かめられると同時に、藻類を用いた培養試験が河川水の汚濁度を評価するうえで有効な指標になることを表した。

このように、藻類を用いた水質評価は富栄養化を総合的に評価するうえにおいて化学分析に優る面があると考えられる。しかし、藻類の増殖は制限因子となっている成分に大きく左右される面があり、農業排水による主要流出成分である窒素の潜在的な汚染の評価には問題が残されている。例えば、窒素の潜在的な汚濁がベースで、リンの負荷によって富栄養化が加速される場合には、窒素による汚濁が制限因子であるリン濃度の変化によって隠蔽される可能性がある。この点については、供試藻類の選択やリンを一定濃度添加したうえでの評価法などについて検討の余地が残されている。

栄養塩類を添加した試験では、調査河川の富栄養化がリンによって規制されていることが示され、尿污水の添加だけではリン濃度が低いため藻類の増殖が制限されるものと考えられた。すなわち、酪農関連排水から流出する尿污水だけでは相対的にリンが不足しているため水域の富栄養化は進行しにくく、これに表面流水等によるリンの負荷が加わった段階で、富栄養化が加速されるものと推察された。このことは、酪農排水による水質汚濁を考えてゆこうと、リンの含量が多い糞の処理如何が重要な意味をもっていることを示すものと考えられる。

第6章 汚濁水の流出形態と栄養塩類の変動

降水に伴う流水経路は表面流出と浸透流出に大別される(第20図)。

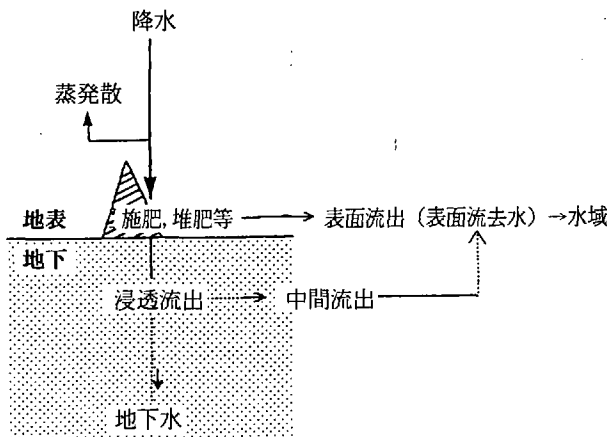
すなわち、表面流出水は融雪期や降雨時に地表の汚濁物質を搬送しながら流去水となり、一方、浸透流出水は伏流水や地下水となって陸水系に影響を及ぼすものと考えられる。

そこで、本章では融雪期における河川の水質変動と、水質変動に影響をもたらす表面流去水、浸透流出水の実態を解析すると共に、蓄積汚濁源としての河川の底質について調査を行った。

第1節 融雪期における河川水質の実態

試験目的

河川水の変化は融雪期に年間の極大値を表すことが多



第20図 降水に伴う流出過程

い。そこで、融雪期における河川水質の実態を知る目的で調査を行った。

試験方法

対象河川は、道内の農耕地を流れる中小河川で、1987年の4月21~23日に、道央(空知, 胆振, 上川)及び道東(十勝)の45河川で水質調査を行った。主な分析項目は、pH, SS(懸濁物質), EC, T-N, D・T-N(溶存態窒素), T-P, D・T-P(溶存態リン)で、分析方法は工場排水試験法²⁴⁾に準じて行った。また、融雪期の水量及び水質の経時的な変化をみるために、第4章に示した調査河川に7カ所の定点を設け、1985年と86年の3~4月に同様の調査を行った。

試験結果

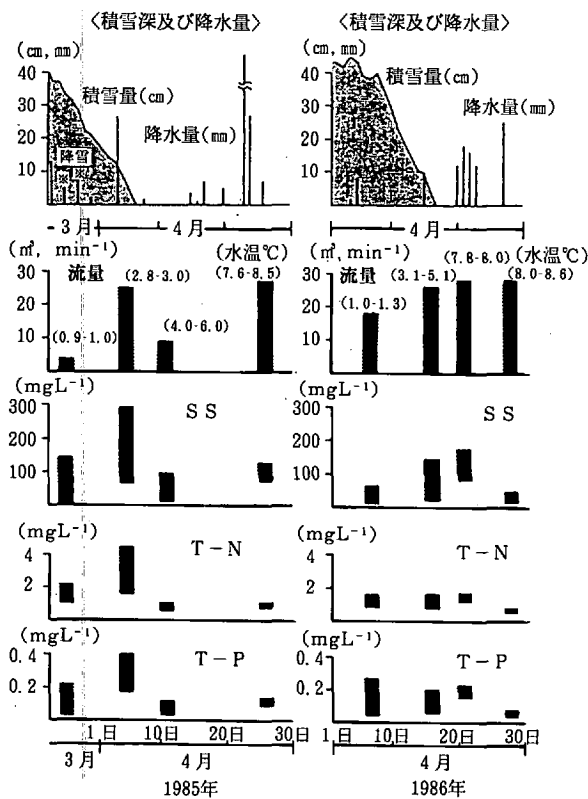
融雪期における河川の水質変動の特徴をみるために、同一河川で水量、水質が比較的安定している秋期(前年10月)の調査結果と対比した(第17表)。融雪期の水質は懸濁態成分を中心に高い値を示し、その変動が大きかった。なかでも、秋期に比べるとSS, COD, 全Pの濃度が高く、これら成分の濃度が融雪期に高まることが確かめられた。一方、Nや溶存態成分の濃度は、水量増加に伴う希釈効果によってやや低くなる傾向がみられた。この様な成分による差は、主な流出が表面流出、浸透流出の何れが優占するかによって生じたものと推察される。

次に、融雪期の経時的な水質変化をみるために、調査河川に7カ所の計測定点を設けて調査を行った(第21図)。なお、図中の積雪量は気象観測所³⁴⁾の計測値をも

第17表 融雪期における河川の水質

(mgL⁻¹)

項目	pH	SS	COD	T-N	D・T-N	T-P	D・T-P	Cl	SO ₄ -S	
融雪期	平均値 (n=45)	6.6	92	6.3	1.47	1.23	0.085	0.019	6.27	2.66
	最大値	7.2	572	22.1	7.03	6.99	0.407	0.165	11.79	11.67
	最小値	5.8	-	1.0	0.11	0.08	0.010	0.002	1.64	0.67
	標準偏差	0.3	144	5.1	1.55	1.56	0.093	0.026	2.68	1.96
	C V (%)	5	156	81	106	127	109	137	43	73
秋期	平均値 (n=45)	7.1	3	4.7	1.65	1.50	0.043	0.029	7.39	7.00
	最大値	8.4	30	15.7	7.33	7.31	0.279	0.271	22.31	38.27
	最小値	6.7	-	1.5	0.08	0.05	0.004	0.001	1.52	1.06
	標準偏差	0.4	5	2.6	2.02	2.01	0.060	0.053	3.86	6.52
	C V (%)	5	145	55	123	134	140	183	52	93



第21図 融雪期における河川の水量、水質変動

とにした推移で、水質の各成分値は全地点の変動幅で示した。河川の流量は、両年とも3月下旬から4月上旬は低く、4月上旬から中旬にかけて増加した。また、水質成分は農耕地の融雪最盛期にSSを始めとする各成分濃度が高く、その変動幅も大きかった。しかし、農耕地の融雪が一段落し、山間部の融雪が主体となる4月中・下旬以降は、各成分の濃度が低下すると共に、その変動は小さくなる傾向がみられた。

すなわち、積雪地帯における早春の河川の変化は、水量及び水質から融雪進行期、融雪最盛前期（農耕地の融雪最盛期）、融雪最盛後期（主に、山間部の融雪期）の3期に分けることができた（第18表）。

考察

北海道西部の日本海側では、年間降水量の3割以上が冬期間の降雪によって占められ⁶⁵⁾、これらの大半は早

春に融雪水として河川に流入する。そのため、河川の流量は当時期に年間の最大値を示すことが多く、水質の変動も大きい⁶⁰⁾。融雪期の流出形態は、土壤水分が過飽和条件下にあることから、土壤凍結がみられない場合でも表面流出の割合が高いものと考えられる⁷⁰⁾。また、表面流去水は冬期間地表に蓄積された汚濁物質を搬送するため、水系に高濃度の汚濁をもたらす。

早春における河川の流量及び水質成分の変化は、融雪期の気象条件によって左右され、およそ、三つのステージに分けられるものとみられる（第18表）。

第1期は、農耕地（平野部）の融雪が進行する融雪進行期で、河川の水量が徐々に増加する時で水量は比較的少ない。この時期は小河川の大部分がまだ積雪下にあり、典型的な融雪パターンを示した年（1985年）の水温は1～2℃と低く、流量の増加が主として雪間浸透水⁶¹⁾の増加によることを示した。また、水量が比較的少ないことから水質変動も小さかった。

第2期は農耕地（平野部）の融雪が最も盛んな時期で、この時期には降雨を伴うことが多い（融雪最盛前期）。この時期の河川の水温は3～5℃で融雪進行期に比べるとやや高く、融雪に伴って畑地等を経由した表面流去水が主体をなしているものと思われる。そのため、化学的酸素要求量（COD）、窒素、リン等の成分濃度が高く、年間を通して河川に流入する負荷量が最も高い時期に相当する。

第3期は、山間部の融雪が進行する時期で、当時期の流量ピークは主に山間部の融雪によるものとみられるが（融雪最盛後期）、水温は6～8℃と高いことから、土壤浸透水も加わっているものと推察された。しかし、流量が多い割には成分値が低いことから、山間部の融雪が水質に及ぼす影響は平野部の融雪最盛期に比べると小さいものと考えられた。

以上、早春における河川の水質変動は、三つのステージに分けられ、各々の時期で特徴が見いだされた。この中で、水質汚濁上最も問題となるのは、水量及び水質変化の著しい融雪最盛前期に発生する流出水である。

第18表 融雪期の標準的な様式

区分	項目	時 期	流出水の主な発生場所と流出過程	水 量	水 温 (°C)	水質変化
融雪進行期		3月下旬～4月上旬	河川近傍、雪間浸透水	少	極低（～1～）	小
融雪最盛前期		4月上旬～4月中旬	平野部、表面流出水	極多	低（3～5）	大
融雪最盛後期		4月中旬～4月下旬	山間部、浸透流出水	多	中（8～9）	中（安定）

第2節 表面流去に伴う栄養塩類の移動

試験目的

融雪期の河川水質の変動に大きな影響をもたらすとみられる表面流去水について、その実態を知る目的で調査を行った。

試験方法

モデル地域（千歳市駒里地区，第11図）を中心に融雪期の地表停滞水および流去水を採取し，その組成を調べた。地表停滞水は溜まり水をフラスコに吸引採水し，流去水は流水路から小型ビーカーで直接採取した。また，表面流去水による汚濁成分の移動量を把握するため，高濃度の汚濁水が発生する堆肥置き場を起点に流出水の濃度変化を調べた。

汚濁成分の流出調査は，平坦地（前章，調査地域⁶⁰⁾）及び長沼町幌内の傾斜地（第23図）で行い，傾斜地では傾斜の程度と共に流下過程における植生の有無による影響についても検討した。流出水の分析は，富栄養化と係わりの深いCOD及びN，P等栄養塩類を中心に行い，各成分の移動状況を確認するため流水跡地の土壌を採取し，過塩素酸分解による窒素，リンの分析を行った^{22,62)}。

試験結果

1) 表面停滞水および流去水の成分濃度

融雪期に発生する表面流去水の成分内容を知るため

に，堆肥置き場および農地（畑地，草地）で発生した流出水を調査した（第19表）。

まず，農地で地表停滞水および数10mにわたって流去している水を採取しその内容を調べた。

停滞水の成分値は，畑地でSS 8 mgL⁻¹，COD11.4 mgL⁻¹，T-N 2.14 mgL⁻¹，T-P 0.25 mgL⁻¹，K 3.13mgL⁻¹，草地ではSS 5 mgL⁻¹，COD9.7mgL⁻¹，T-N2.31mgL⁻¹，T-P0.42mgL⁻¹，K 3.53mgL⁻¹で，畑地と草地の差はほとんどみられなかった。一方，表面流去水は草地での事例は少なく，その成分値も停滞水とほぼ同じであったのに対して，畑地ではSSを中心にした懸濁態成分が高い値を示した。なかでも，畑地を経由した表面流去水のN，Pは同時期の河川水に比べて顕著に高く，水質に及ぼす影響の大きいことを示唆した。

また，堆肥置き場から流出する汚濁水による影響を推定するために調査を行ったところ，その平均値はSS 1,138mgL⁻¹，COD1,540mgL⁻¹，T-N597mgL⁻¹，T-P64mgL⁻¹，K202mgL⁻¹であった。

なお，同地域の積雪を柱状に採取して融雪水を調べたところ，その成分値はT-N1.09mgL⁻¹，T-P0.07 mgL⁻¹，K0.09mgL⁻¹で，停滞水や流去水の値よりも低く，各成分とも河川水よりも低い値を示した。

2) 表面流出に伴う栄養塩類の移動

表面流去水の栄養塩類の濃度変化は，流下距離に応じて低減すると共に傾斜の程度や植生の有無によって異なる

第19表 表面流去水などの成分内容

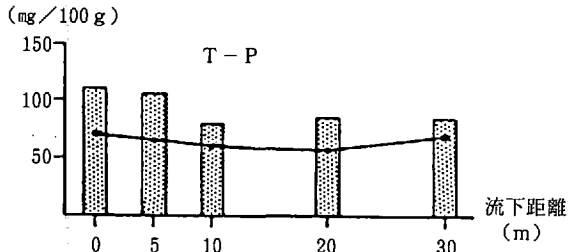
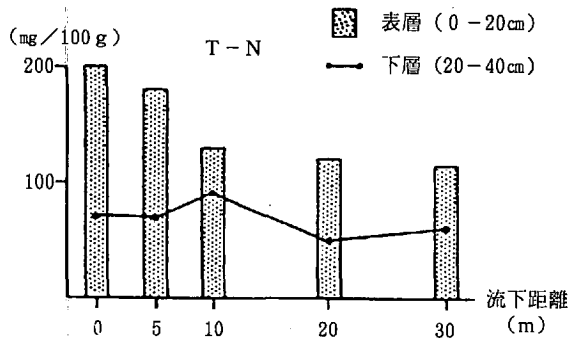
(mgL⁻¹)

項目 (試料点数)		成分	SS	COD	T-N	T-P	K
耕地	畑地 (裸地)	停滞水 (n=14)	8	11.4	2.14	0.248	3.13
		流去水 (n=20)	61	39.5	4.72	1.275	3.82
	草地	停滞水 (n=5)	5	9.7	2.31	0.424	3.53
		流去水 (n=6)	3	11.6	2.61	0.448	2.18
廃棄物 堆積場	堆きゅう肥		78,000	60,300	3,730	1,160	1,860
	流出汚濁水		1,138	1,540	597	64	202
河川水 (n=10)			126	13.5	1.93	0.221	1.70
雪 (n=10)					1.09	0.067	0.09

第20表 表面流去水による栄養塩類の移動 (斜度~3°の極緩傾斜地)

成分	COD	T-N	(NH ₄ -N)	T-P	(PO ₄ -P)	K
流下距離(m)						
0 (濃度mgL ⁻¹)	100 (378)	100 (88)	100 (47)	100 (4.8)	100 (1.3)	100 (213)
5	67	49	50	58	85	56
10	45	43	41	52	84	55
20	40	31	39	37	81	44
30	32	21	25	31	75	28

流下距離5~30mの数値は0m(起点)の成分値を100とした指数で示した。

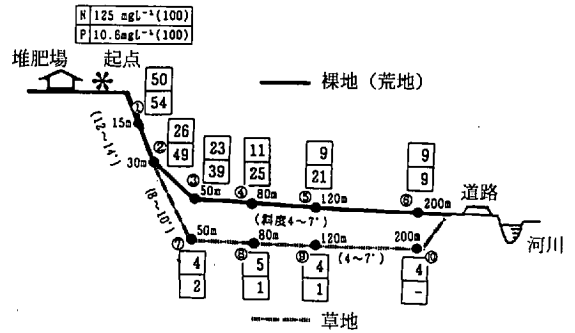


第22図 流水跡地土壌のT-N, T-P含量 (斜度 $\sim 3^\circ$ の極緩傾斜地)

る傾向を示した。

まず、ほぼ平坦な裸地条件で、堆肥置き場直下の成分濃度を100とした指数で見ると(第20表)、10m離れた地点でCOD, T-N, T-P, Kが40~50%に、30m地点で20~30%であった。また、流水経路の土壌でN, Pの蓄積が明かであったのは、起点から5~10mまでで、平坦地では流水に伴う水平方向への移動量が少ないことが確かめられた(第22図)。

次に、傾斜地を対象に、堆肥場から流出した流去水について同様の調査を行った(第23図)。斜面の上部はほぼ裸地条件にある急傾斜(8~14度)の荒地で、表面



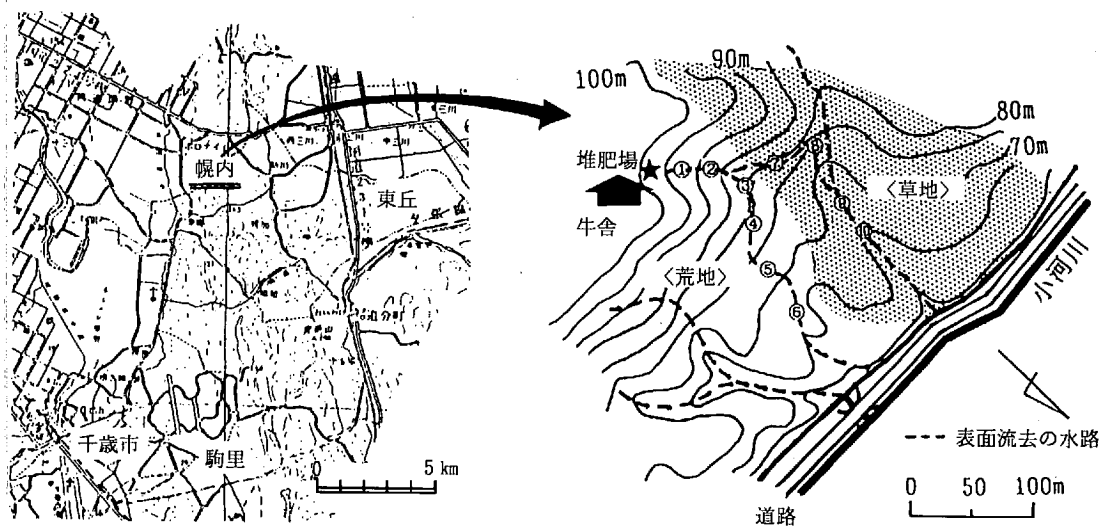
第24図 融雪期における表面流去水の成分濃度の変化 (堆肥置き場の溜まり水の各成分濃度を100とした数値)

流去水はここから50m下った地点③で緩傾斜(4~7度)に達し、地点⑥を経た後道路側溝を経由して小河川に合流していた。また、流出水の一部は地点②から分岐し、草地表面を拡散しながら流れていた。流出水の濃度変化は、傾斜角度の大きい地点②までは小さく、平坦で同じ距離を流下した場合に比べて高い値を示した(第21表)。その後、傾斜が緩やかになった地点③から地点⑤までの70mの区間で各成分の濃度は半減し、さらに、80m流下した地点⑥ではCOD, PO₄-Pを除く成分が起点の10%以下の濃度となった(第24図)。

なお、流下に伴う濃度の低減が明かであった窒素について、流下距離と濃度指数との間には指数回帰で表される相関関係が示された(第25図)。両者の関係から、窒素濃度が起点の10%に低減する距離は、平坦地で約40m、傾斜地では約80mと推定された。

すなわち、傾斜地で汚濁水の窒素濃度が起点の10%以下となる流下距離は、平坦地の約2倍と考えられた。

一方、地点②から分岐して草地を流れた水の濃度低下

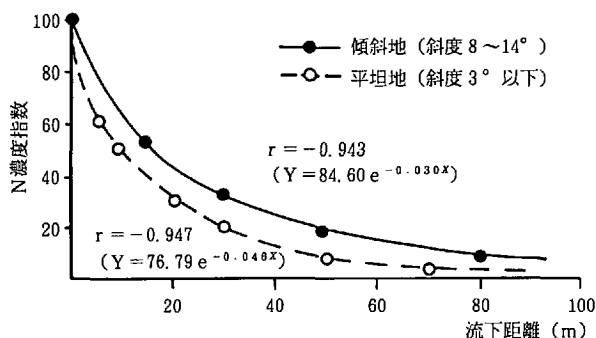


第23図 調査地点の概略図 (図中の○印内の番号は流水の採取地点)

第21表 表面流去水による栄養塩類の移動 (斜度 4~14° の傾斜地)

地点、流下距離m(斜度)		成分	COD	T-N	(NH ₄ -N)	T-P	(PO ₄ -P)	K
起点0 (濃度mgL ⁻¹)			100 (200)	100 (125)	100 (60)	100 (10.6)	100 (1.4)	100 (344)
裸地	①15m (12~14°)		97	50	63	54	89	44
	②30m (8~10°)		87	26	37	49	78	22
	③50m		76	23	17	39	49	8
	④80m (4~7°)		60	11	7	25	40	4
	⑤120m		47	9	5	21	19	3
	⑥200m		19	9	2	9	16	3
草地	⑦50m		14	4	-	2	1	1
	⑧80m (4~7°)		8	5	-	1	-	1
	⑨120m		5	4	-	1	3	-
	⑩200m		2	4	-	-	1	-

地点①~⑩の数値は0m(起点)の成分値を100とした指数で示した。



第25図 流下距離と流去水のN濃度指数の関係

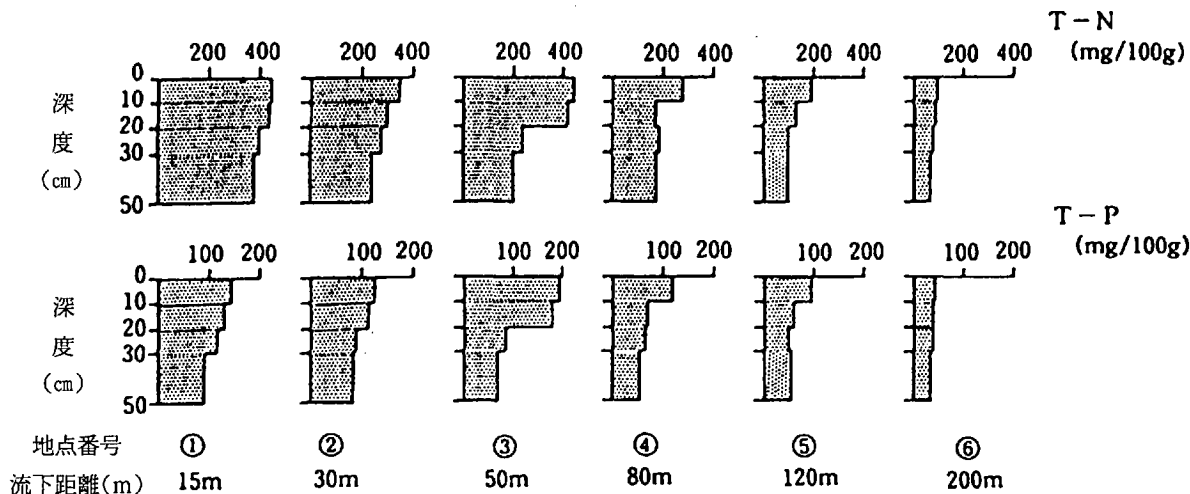
は著しく、斜度 8~10度の斜面から20m下った地点⑦でCODを除く各成分が起点の10%以下の値になった。このように、傾斜角度もさることながら、植生の有無が汚濁成分の濃度低下に大きな影響を及ぼすことが示された。また、傾斜地における流水跡地土壌のN、Pは、起点から50~80m先まで高い値を示しており、流水による

当該成分の移動が確かめられた(第26図)。なお、傾斜が急に緩やかになる地点③では各成分の値が高く、斜面上部から搬送されたN、Pの蓄積が著しいことを表した。

考察

早春の融雪期を中心に発生する地表停滞水及び表面流去水は高濃度の汚濁物質を含んでおり、これらが大量に河川に流れ込んだ場合、水質環境に及ぼす影響は大きいと考えられる。表面流去に伴う窒素、リン等栄養塩類の移動量は、気象条件、地形、土地利用等によって異なると考えられるが^{83,84)}、これらの違いを明らかにすることは、河川の水質汚濁機構を解析するうえで重要な情報源となる。

表面流去水の成分濃度は流下距離に応じて低下するが、その低減割合はほぼ平坦な裸地(畑地)では40mの流下距離があれば窒素濃度が10%以下になるものと推定された。一方、傾斜地における栄養塩類の移動量は平坦



第26図 流水跡地土壌のT-N、T-P含量

地に比べると大きく、斜度が8~14度の急傾斜では、50m流下した後も窒素の20%、リンの40%が残存し、流下水の窒素濃度が10%以下となる流下距離は、平坦地の約2倍とみられた。このような地形による違いは、流水跡地土壌の分析結果でも裏付けられており、濃度低下分の多くは流下過程で土壌に保持されているものと考えられた。

また、傾斜地であっても植生がある条件では流下に伴う栄養塩類の低減が大きく、草地では数10mの流下距離で汚濁成分の大部分が表層に捕捉され、裸地条件に比べると斜面の下方に到達する汚濁成分量は少なかった。これら流出水の濃度は、降雨にともなう流出例^{66,67)}に比べると高い値を示したが、降雨時の流水形態は大雨の時を除いて浸透流出であるのに対し、融雪期は表面流去水が主体であるためと考えられた。

以上、表面流去水の濃度変化は地形による差もさるこ

第22表 調査圃場内の平均施肥量

作目	成分	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		(kg/10a・年)		
畑	テンサイ	15.4	29.7	20.2
	スイートコーン	11.7	16.8	11.8
	秋播コムギ	11.0	22.5	14.5
	アズキ	4.8	19.2	11.2
水田	田	9.0	10.5	8.4
	草	7.5	8.7	13.7

とながら、植生の有無による違いの大きいことがわかった。同様のことは、土壌侵食に関する調査例でも認められており^{63,68,69)}、冬期間裸地条件にある畑地では、草地に比べると侵食が著しい⁷⁰⁾。また、同じ畑地の中でも前年秋に耕起した場合には耕起しないものに比べて侵食の程度が小さく⁷¹⁾、作付け体系の中でも土壌侵食に伴う水質汚濁の抑制は可能とされている。

第3節 農耕地から流出する浸透流出水の栄養塩類濃度

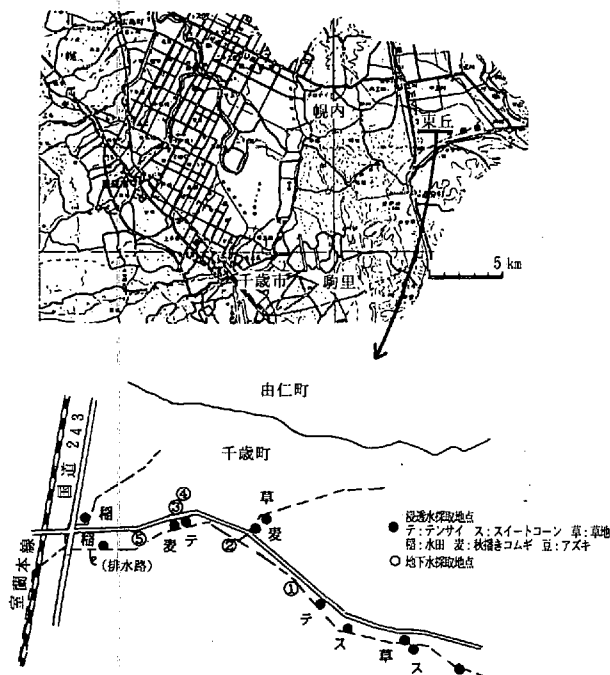
試験目的

農耕地から流出する肥料成分の流出量とその特徴を把握するために、浸透流出水(暗渠排水)及び地下水(井戸水)の栄養塩濃度を調査した⁷²⁾。

試験方法

調査地点は、モデル地域と直線距離で10km離れているが、火山性土が堆積するほぼ同じ土壌統³⁵⁾に属する地域(千歳市東丘)を対象とした。

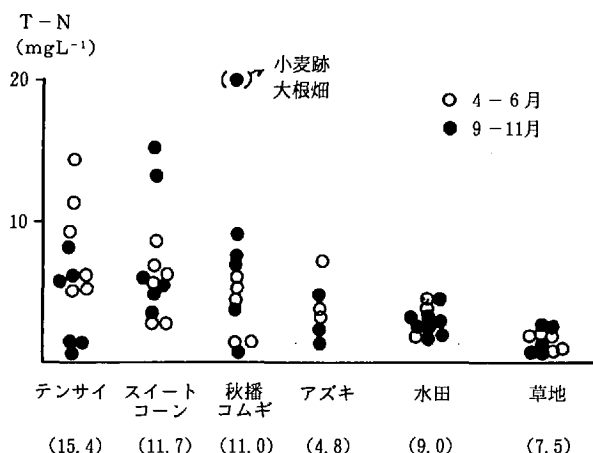
調査は1988年4月から11月までの8ヵ月間にわたり、暗渠流出水の栄養塩類濃度を調べた(第27図)。農地に対する施肥は、てん菜等でやや多肥傾向にあったが、その他はほぼ道の施肥標準並で、地域全体で約2~4t/10aの堆きゅう肥が施用されていた(第22表)。採水は地表下約1mにある明渠側面の排水管から採取し、現場から持ち帰った後、工場排水試験法に準じて分析した。採水は畑地、草地、水田を対象とし、畑地ではテンサイ、



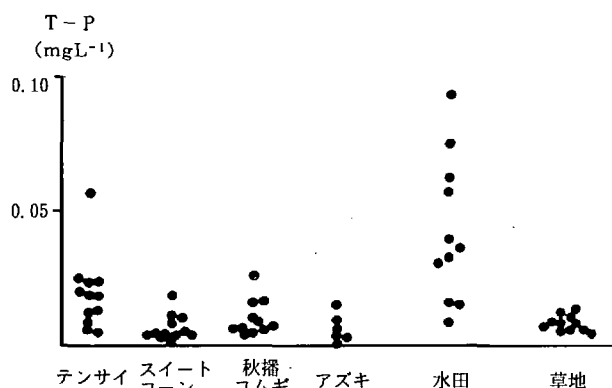
第27図 浸透水採取地点の概略図

第23表 浸透流出水の平均濃度

作目	成分	(mgL ⁻¹)										
		pH	EC (mS・cm ⁻¹)	T-N	T-P	Cl	SO ₄ -S	K	Na	Ca	Mg	Fe
畑	テンサイ	6.4	0.308	6.41	0.017	18.2	17.6	4.8	9.9	26.4	9.0	tr
	スイートコーン	6.3	0.275	6.78	0.006	23.4	11.5	3.2	9.6	20.9	6.3	tr
	秋播コムギ	6.4	0.296	5.92	0.010	29.1	10.7	3.7	11.0	22.3	8.1	tr
	アズキ	6.3	0.252	3.77	0.006	20.3	7.7	4.4	8.8	18.2	5.8	tr
地	平均	6.4	0.283	5.72	0.010	22.8	11.9	4.0	9.8	22.0	7.3	tr
水	田	6.5	0.347	3.10	0.042	28.4	10.3	5.2	10.1	27.6	11.7	36.9
	草	6.2	0.247	1.52	0.007	11.1	15.8	2.6	7.9	19.1	6.2	tr



第28図 浸透流出水のN濃度 (mgL⁻¹)
 図中の () 内は窒素の平均施肥量 (kg/10 a)



第29図 浸透流出のP濃度 (mgL⁻¹)

スイートコーン、秋播コムギ、アズキの各作物別に調査した。別に、浸透流出水が浅層地下水に及ぼす影響をみるために、同地域内にある深さ2～3mの井戸から水を採取して各成分濃度を調べた。

試験結果・考察

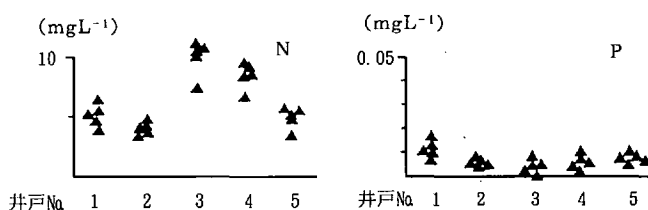
浸透流出は主に春から秋にかけての降雨時に発生するが、農地では窒素施肥に伴う肥料成分の流出が面汚染源として問題にされている。浸透流出水のNの平均濃度は(第23表)、畑地5.72mgL⁻¹>水田3.10mgL⁻¹草地1.52mgL⁻¹であり、畑地では年間の変動が大きく早春から夏にかけて高い傾向が認められた^{7,2)}。また、畑作物の中では、スイートコーン6.78mgL⁻¹、テンサイ6.41mgL⁻¹、秋播コムギ5.97mgL⁻¹、アズキ3.77mgL⁻¹の順に高く、各作物に対する施肥量(第22表)

にはほぼ対応した(第28図)。このように、農耕地から浸透流出するNには作物による違いが認められ、施肥量の多少が浸透水の濃度に直接影響をもたらしており、流出濃度の制御における肥培管理の重要性が示された。なお、草地排出水のN濃度は、おおむね3mgL⁻¹以下であった。また、図中に示される成分値の変動は季節変化を示すものであり、比較的多肥であったテンサイでは春先に高く秋には低かったが、各畑作物に共通した傾向は認められなかった^{7,2)}。

Pの平均濃度は畑地、草地で0.01mgL⁻¹以下であったが、水田では0.04mgL⁻¹と比較的高い値を示し、施肥量だけでなく土壌の酸化還元状態によるリンの形態の違いが流出水のP濃度に影響を与えているものと推察された(第29図)。しかし、Pは還元条件下にある水田で流出が比較的多いが、畑地や草地からの流出量は極わずかであり、浸透流出するPが水質環境に与える影響は小さいものと考えられた。

なお、水田から流出する溶解性の鉄濃度は高く、Pと結合した形のもので主体である。そのため、Pは流出後、酸化された鉄と共に川底に沈降するため、その影響は比較的短い距離で治まるものと推察された。

一方、同地域の井戸水のNの平均濃度はN6.34mgL⁻¹で、地表下1mから流出する浸透水と同程度の値を示し、浸透水の影響が浅層地下水にまで及んでいることを示唆した(第30図)。しかし、Pの濃度は0.01mgL⁻¹以下と低く、両成分の下層への移動量の違いを表した。



第30図 浅層地下水のN、P濃度 (mgL⁻¹)

第4節 牛糞尿施用に伴う栄養塩類の浸透流出

試験目的：牛の糞尿を大量に施用した場合に浸透流出する栄養塩類について検討し、水質環境に及ぼす影響を推定する。

第24表 供試土壌の理化学性

項目	粒径組成 (%)				容積重 (g/100cc)		T-N (%)	T-C (%)	C/N	CEC (me)	磷酸吸収係数
	粗砂	細砂	シルト	粘土	粗	密					
疑似グライ土	2	40	25	33	97	101	0.21	2.54	12	24	1,850
黒色火山性土	58	15	12	15	82	87	0.65	8.78	14	35	2,090

試験方法

1) 試験条件

試験は、裸地系列が直径20cm、長さ3m、草地系列が直径30cm、長さ1.2mのライシメータで行い、第24表に示すような土性の異なる2種類の土壌(疑似グライ土、黒色火山性土)を用いた。ライシメータは、前年秋に土壌を充填し、自然条件下に8ヵ月間放置した後、1983年6月~1986年5月の3ヵ年間試験を行った⁷³⁾。ライシメータの水管理は、道内の平均降水量(約1,400mm)に合わせるために、降水量が少なかった5月~9月は不足分を2~3日ごとに散水した。また、冬期間の降水量は吹き溜まりによる過大評価を避けるため除雪によって積雪深を調節した。

2) 試験処理

試験処理としては、裸地系列では糞、尿各々10kg、50kgm⁻²、草地系列では糞施用0、5、10、20、50kgm⁻²、尿施用0、4、10、20、50kgm⁻²の各5区を設け、草地系列には牧草を栽植した。供試した糞尿の主な成分値は、糞がN0.32%、P0.12%、K0.14%、COD2.06%、尿はN0.5%(約90%がNH₄-N)、K0.24%、COD0.4%であった。糞は試験開始時に深さ20cmまでの土層に混和し、尿はN濃度を0.5%に調整したものを春と秋に表面施用した。

3) 調査項目

採水はライシメータ底部の排水口から流出したものを貯留し、月に1度回収して分析に供した。なお、裸地系列では草地系列と同じ深さに当たる地表下1m部位に素

焼きの採水管を埋設し、そこから小型真空ポンプにて間欠的に吸引し採水した。

牧草は、出穂期(1番草)を目安に年に3回収量調査を行った。また、各試料の分析は、牧草、流出水とも前述と同様の方法で行った。

試験結果

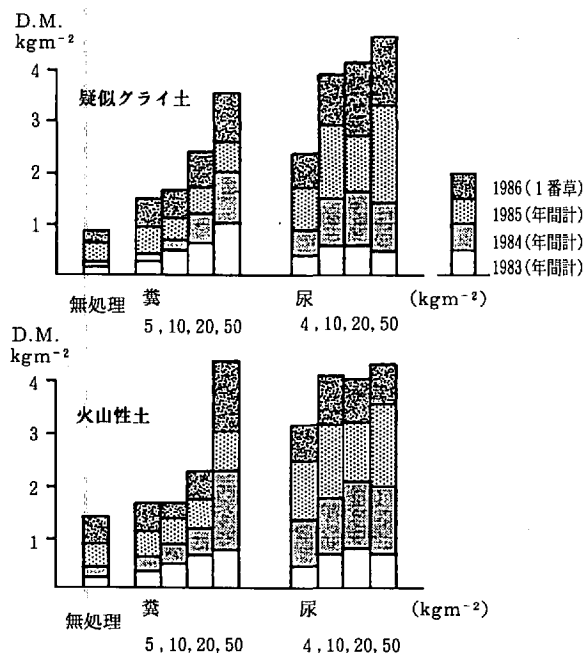
1) 牧草生育に及ぼす影響

草地系列におけるオーチャードグラスの生育量は糞・尿の施用量に対応し、多量施用した区ほど多かった。しかし、尿20kgm⁻²以上の施用区では年によって生育量が頭打ちとなり、降水量の少なかった1983、1984年には、10kgm⁻²施用区並の収量にとどまり、多量施用による弊害が示唆された(第31図)。

2) 水収支及び流出水の成分濃度

3年間を通した水収支は第25表に示すように、裸地系列の流出水量は流入水量の57~71%に相当し、尿施用区では尿の施用量に対応して増加する傾向がみられた。一方、草地系列では牧草生育に伴う水分蒸散量の多いことを反映し、生育が旺盛な夏期間には流出水が得られない場合もあった。このように、植生の有無による差が大きかったが、土壌による違いは判然としなかった。

流出水の成分の中で水質環境との係わりが重要視されるN、P、CODの濃度を第26表に示した。糞尿施用に伴う流出水中のP及びCOD濃度の変動は小さく、Pの最大値は裸地系列、草地系列ともに0.05mgL⁻¹未満の低い値であった。この値は現在国内で最も厳しい基準とされている霞ヶ浦周辺で規制されている排水基準値⁷⁴⁾(排水量20~50m³・d⁻¹の畜産農業)の3mgL⁻¹を大幅に下回っており、CODの平均値も湖沼における環境保全の基準値8mgL⁻¹⁷⁵⁾よりも低かった。そこで、以下では浸透流出量の多いNを中心に検討することとし



第31図 牧草生育量

第25表 水の流出割合

〈裸地系列〉		(%)				
土壌	処理区	無処理	糞(kgm ⁻²)		尿(kgm ⁻²)	
			10	50	10	50
疑似グライ土		63(2,629)	62	64	68	70
黒色火山性土		57(2,378)	59	63	65	71

〈草地系列〉		(%)								
土壌	処理区	無処理	糞(kgm ⁻²)				尿(kgm ⁻²)			
			5	10	20	50	4	10	20	50
疑似グライ土		46(1,912)	48	46	44	38	45	39	36	38
黒色火山性土		41(1,700)	42	38	39	32	41	35	34	32

試験期間中の水分収入は、降水2,769mm、人工散水1,390mmの計4,159mm。また、()内の数字は流出量の実数Lm⁻²を表す。

た。

流出水中のNの形態は、95%以上がNO₃-Nで占められ、50kgm⁻²施用区の変動(第32図)は糞尿の各施用時期に対応していた。土壌別にみると、疑似グライ土では糞尿の施用時期に対応して流出水の濃度ピークが規則的な変化を示すのに対して、黒色火山性土では必ずしも施用時期や濃度のピークが対応せず、やや不規則な変化がみられた。このような現象は、軽石礫を含む火山性土では土壌中における垂直方向の水の移動が一定していないことを反映しているものと考えられた。

糞尿施用に伴う流出水中のN濃度の上昇(施用区-無施用区)は、裸地系列の糞10kg区では6mgL⁻¹以下と低かった。しかし、糞50kg区では23~25mgL⁻¹の高い値を示し、霞ヶ浦の富栄養化防止条例で、畜産農業(排水量20~50m³・d⁻¹)に対して定められているNの排水基準濃度25mgL⁻¹(以下、基準値とする)を指標

にすると、この値を上回るものの割合が全体の12~20%を占めた(第33図)。

また、同系列の尿施用区では10kg区でN濃度が30mgL⁻¹前後に上昇し、さらに50kg区では100mgL⁻¹を越える高濃度のN流出が認められた。これらの区では基準値を上回る割合が各々36%, 68~72%を占めた。さら

第26表 浸透流出水の成分濃度

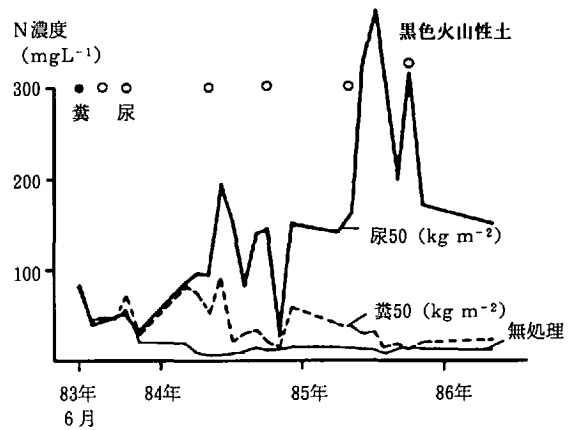
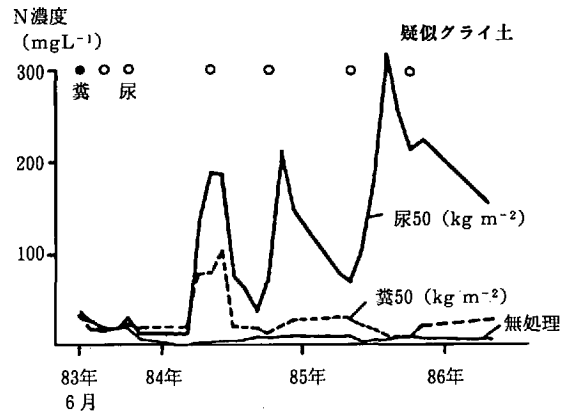
〈裸地系列、1m部位〉

土壌	成分、項目	処理	無処理	(mgL ⁻¹)			
				糞(kgm ⁻²)		尿(kgm ⁻²)	
			10	50	10	50	
疑似グライ土	T-N	平均值	14.6	6.0	22.9	33.0	155.4
		最大値	14.3	102.6	81.3	317.3	
	T-P (μg L ⁻¹)	平均值	10	3	-1	2	2
		最大値	40	16	8	21	
	COD	平均值	6.9	-0.2	-0.8	-0.2	3.1
		最大値	5.0	6.3	4.8	12.7	
黒色火山性土	T-N	平均值	33.5	6.1	24.7	27.3	167.7
		最大値	21.1	85.0	65.0	370.0	
	T-P (μg L ⁻¹)	平均值	8	2	0	1	1
		最大値	15	19	12	15	
	COD	平均值	2.2	0.4	0.4	0.8	1.6
		最大値	3.1	3.9	3.0	8.2	

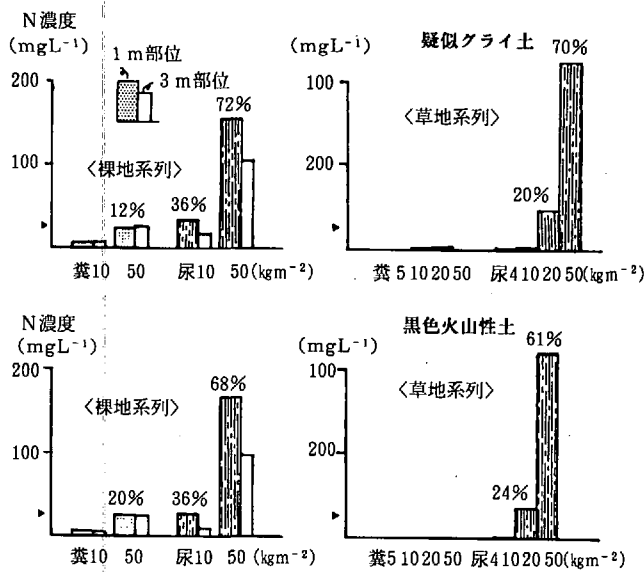
〈草地系列〉

土壌	成分、項目	処理	無処理	(mgL ⁻¹)							
				糞(kgm ⁻²)				尿(kgm ⁻²)			
				5	10	20	50	4	10	20	50
疑似グライ土	T-N	平均值	1.5	0	0.1	0.4	0.8	0.7	1.2	46.4	222.7
		最大値	1.7	5.1	5.9	5.0	5.5	3.8	85.2	362.9	
	T-P (μg L ⁻¹)	平均值	9	-1	-1	0	2	0	2	4	4
		最大値	19	16	10	6	40	19	29	23	
	COD	平均值	2.9	0.2	0.4	1.0	1.5	0.5	0.5	1.0	3.8
		最大値	2.3	1.6	2.1	2.5	2.7	2.2	2.9	6.6	
黒色火山性土	T-N	平均值	0.8	-0.4	-0.4	-0.4	-0.3	-0.4	0.2	35.2	222.5
		最大値	0.2	1.2	0.8	0.7	0.7	2.6	65.2	278.0	
	T-P (μg L ⁻¹)	平均值	9	1	4	6	6	3	5	3	2
		最大値	7	9	15	16	45	21	24	9	
	COD	平均值	2.0	0.1	0.3	0.6	1.1	0.3	1.1	1.4	5.5
		最大値	1.6	2.8	1.4	3.6	10.5	7.0	11.3	6.7	

各成分濃度は、無処理区が実数で各処理区は無処理区の値との差であらわした。



第32図 浸透水中のT-N濃度 (裸地系列, 1m)



第33図 糞尿施用に伴う浸出水中のT-N濃度の上昇 (図中の▲印は排水基準値で、%は当値を越えたものの割合を示す)

に、尿50kg区では地表下3m部位から採取した試水のN濃度も高く、浸透水によるNの輸送が深層にまで及ぶことを表した。

一方、草地系列の糞施用各区および尿4kg、10kg施用区のN濃度の上昇はわずかで、最大でも6mgL⁻¹以下にとどまった(第26表)。しかし、尿を20kg以上施用した区では裸地系列と同様に高い値を示しており、基準値(25mgL⁻¹)を上回る割合は尿50kg区で61~70%を占めた。すなわち、植生がある場合でも尿を大量に施用した時には、高濃度のNが地下に浸透流出するおそれがあるものと考えられた。

3) 窒素の流出割合

糞尿施用による窒素の年間流出割合を第27表に示した。裸地系列におけるNの3ヵ年にわたる流出量は、糞尿の増施に伴って高まる傾向にあった。無処理区の流出量を差し引いた年間の平均流出割合は、疑似グライ土10~14%、火山性土12~15%で、土壌間差及び糞・尿の差は小さかった。しかし、最大流出割合は、糞が12~17%であるのに対して、尿は20~29%と高かった。すなわち、この結果は尿中窒素は無機態窒素が多いことから、土壌の水分条件によっては糞中窒素よりも流出し易いことを示す。

一方、草地系列では各処理区とも窒素の流出割合が低く、土壌間差も判然としなかった。また、黒色火山性土では処理によっては無処理区よりも低い値を示すものもあった。流出割合は糞施用区は何れの処理区も1%未満で、尿施用50kgm⁻²でも10%以下であった。しかし、

第27表 糞尿施用に伴う窒素の年間流出割合(3ヵ年平均)

<裸地系列>

土壌	項目	処理		糞 (kgm ⁻²)		尿 (kgm ⁻²)	
		10	50	10	50		
疑似グライ土	流出割合(%)	11.5	9.8	14.1	13.7		
	同上最大値	15.0	11.7	24.4	25.9		
黒色火山性土	流出割合(%)	13.8	11.5	11.7	15.1		
	同上最大値	16.8	15.0	20.3	29.4		

<草地系列>

土壌	項目	処理				糞 (kgm ⁻²)				尿 (kgm ⁻²)			
		5	10	20	50	4	10	20	50				
疑似グライ土	流出割合(%)	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	4.4	9.4				
	同上最大値	1.1	0.8	0.7	0.3	2.2	0.9	11.7	20.2				
黒色火山性土	流出割合(%)	-0.1	-0.6	-0.2	-0.1	-0.3	-0.1	3.1	7.3				
	同上最大値	-0.2	-0.1	0.1	0	0.1	0.1	8.7	16.1				

尿を大量に施用した区では、最大流出割合が裸地系列に匹敵する高い値を示した。

考 察

農業系内における家畜糞尿の有効利用は、化学肥料の節減をもたらすばかりでなく、農業地域周辺の水質環境を保全するうえでも重要な意味を持っている。しかし、現実には有効利用されないまま限られた場所に大量に施用(放置)されている事例もあり、これらの糞尿から浸透流出した栄養塩類の挙動が問題となる。

水質環境、特に富栄養化で問題とされる窒素、リン及びCODの中で、糞尿施用に伴うリン、CODの浸透流出量はわずかであり、地下水水位が極端に高い場合や土壌の亀裂などから流出する場合は除けば大きな問題にはならないものと思われる。従って、水質保全上対象となる浸透流出成分としては窒素が中心になるものと考えられる。

まず、裸地条件で糞を施用した場合、10kgm⁻²までは浸透流出水の窒素濃度、量ともに低い値であった。しかし、50kgm⁻²施用では高濃度の窒素が流出し、その流出割合の最大値は25%を越えていた。さらに、当処理区では地表下3mから流出する窒素濃度も高く、高濃度の窒素が深層にまで浸透していることが示された。

この結果からみて、春先に植生が十分に確保されていない畑地では、耕起時に糞を50t/10a施用した場合、地下水等の水質にその影響が現れることが示唆された。

一方、草地では地表に施用された糞中の肥料成分が牧草に吸収利用されるため浸透流出水の濃度及び流出割合は少なく、糞を50kgm⁻²施用した場合でも変化は小さかった。すなわち、牧草の旺盛な生育が維持されている

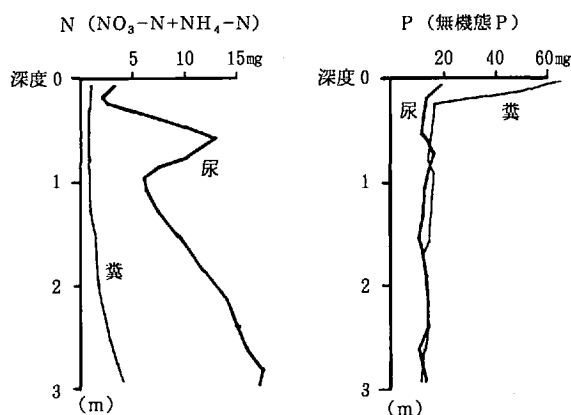
条件下では、糞を多量に施用しても水質保全上大きな問題にはならないと推察された。また、尿を施用した場合においても、年にNで 10kgm^{-2} 相当量までは牧草収量の増加をもたらしこれによってN吸収量が顕著に増加するため、浸透流出水の窒素濃度及び流出量の変化は小さかった。しかし、 20kgm^{-2} (Nで $100\text{kg}/10\text{a}$ 相当)以上の尿を施用した場合には牧草生育が停滞し、それに伴って高濃度の窒素流出が認められた。

以上、3年間をとおした水収支は、植生の有無による影響が大きく、土壌間差は小さかった。糞尿を施用した場合、浸透流出する成分として問題となる栄養塩類は窒素であり、P、CODは地下水水位が極端に高い場合等を除けば問題にならないものと推察された。

糞尿施用に伴う窒素の流出濃度は、裸地>>草地、尿>糞で、裸地では糞 50kgm^{-2} 、尿 10kgm^{-2} の施用で高濃度の流出が認められた。窒素の流出割合は、裸地>>草地、尿>糞で、裸地で糞尿を各 50kgm^{-2} 施用した場合、10~15%であった。一方、草地では糞施用による流出はわずかで、尿 50kgm^{-2} では7~9%であった。尿 50kgm^{-2} 区でやや高い流出割合になったのは、過剰施用によって牧草生育が抑制されたためと考えられた。これらの結果は、牧草生育に支障を来す施用限界量が、環境保全上許容できる量と一致することを示しており、牧草の旺盛な生育が維持できる範囲内で糞尿を利用することが、水質保全にもつながることが明らかになった。この点については、章を改めて述べることにする。

また、土壌間差は窒素流出パターンにおいてみられ、糞尿施用に伴う濃度の推移が火山性土では不規則で、保水性に富む当土壌中の水の動きが一樣でないことを示唆した(第34図)。しかし、水の動きが規制されるライシメータでは、窒素の流出濃度や量について特徴的な違いはみられなかった。

なお、上述の考察は糞尿を大量に施用した場合を想定



第34図 跡地土壌の無機態成分の分布

したものであるが、現場で実際に行われている慣行的な施肥量は、土層の物理性改良を目的としたものを除けば、糞尿とも $5\text{t}/10\text{a}$ 以下にとどまっている。

第5節 河川底質中の栄養塩類の形態

試験目的

表面流去水によって運ばれた懸濁態成分は、河川に直接高濃度の汚濁をもたらすと共に、その一部は川底に堆積して栄養塩類の供給源となり、長期的に間接的な影響を及ぼすものと考えられる。そこで、底質が河川の水質に及ぼす影響を予測するため、底質中の栄養塩類の内容について検討した。

試験方法

表面流去水が河川に注ぎ込んでいる地点および停滞水域を中心に河川の底質を採取し、その内容を調べた。底質の採取は直径5cmの金属性の円筒管を連結したものをを用い、採取後密封して持ち帰り $5,000\text{rpm}$ で20分間遠心分離を行った。得られた分離液は底質中の間隙水⁷⁶⁾としてN、Pの各形態について分析した⁷⁶⁾。また、底泥中で移動し易い部分として、粗砂を除いたものについてT-C、T-N、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、T-P、無機態-Pを分析した^{22, 62, 76)}。

試験結果

底質と同時に採取した河川水の平均N濃度は、溶存態が 0.46mgL^{-1} で、その中の約80%は $\text{NO}_3\text{-N}$ で占められ、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は4%にすぎなかった。また、溶存態のPは 0.018mgL^{-1} で、その約60%が $\text{PO}_4\text{-P}$ であった。これに対して、底質中の間隙水はNが 3.28mgL^{-1} で河川水の約7倍の値を示し、その内訳は $\text{NO}_3\text{-N}$ がごくわずかで、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が17%、残りの80%以上が有機態Nであった(第28表)。同様に、Pは 0.115mgL^{-1} の高い値を示し、 $\text{PO}_4\text{-P}$ と有機態-Pがそれぞれほぼ半分を占めていた(第28表)。

一方、河川の底泥と周辺耕地の作土の成分含有率を比較すると(第29表)、耕地作土のC1.70%、N0.11%に対して、底泥はC8.10%、N0.61%の高い値を示した。また、耕地では $\text{NO}_3\text{-N}$ の割合が高く、逆に底泥では $\text{NH}_4\text{-N}$ が高い値を示し、底泥が還元的な条件下にあることを反映していた。同様に、耕地作土のT-Pは79mgで約80%が無機リンで占められるのに対して、底泥のリン含量はT-P140mgと高く、有機リンは耕地作土の約3倍の含有率を示した。また、無機リンの内訳は、耕地ではAl-Pが60%、Ca-Pが30%、Fe-Pが10%に対して、底泥ではFe-Pが30~40%と高く、逆にCa-Pの割合はわずかにすぎなかった。

第28表 底質の間隙水と河川水の成分

(mgL⁻¹)

項目	成分	N				P		
		D・T-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Org-N	D・T-P	PO ₄ -P	Org-P
間隙水 (n=10)	平均値	3.28	—	0.55	2.73	0.115	0.061	0.054
	最小値	1.70	—	0.14		0.023	0.032	
	最大値	6.92	0.02	1.58		0.222	0.090	
	標準偏差	1.56	—	0.44		0.052	0.018	
河川水 (n=7)	平均値	0.46	0.38	0.02	0.06	0.018	0.011	0.007
	最小値	0.34	0.28	—		0.009	0.003	
	最大値	0.94	0.50	0.10		0.035	0.029	
	標準偏差	0.11	0.07	0.02		0.006	0.007	

D・T-Nは溶存態窒素、D・T-Pは溶存態リン。
Org-N=D・T-N-(NO₃-N, NH₄-N)、Org-P=D・T-P-PO₄-P。

第29表 底泥と耕地土壌の成分

(mgL⁻¹)

項目	成分	C (%)	N (%)	C/N	N		P			i-P※			Ca, Al Fe-P計
					NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-P	i-P	Org-P	Ca-P	Al-P	Fe-P	
底泥 (n=10)	平均値	8.10	0.61	13.4	3.35	0.06	140.1	83.0	57.1	(2)	(63)	(35)	49.9
	最小値	5.56	0.45	12.4	1.10	—	118.9	56.0		0.3	25.4	4.8	
	最大値	9.47	0.69	14.5	7.77	0.15	164.6	112.6		2.0	44.0	26.0	
	標準偏差	1.11	0.08	0.7	2.40	0.04	15.7	20.1		0.5	5.5	6.5	
耕地 土壌 (n=7)	平均値	1.70	0.11	15.4	0.61	1.25	79.4	61.7	17.7	(31)	(61)	(8)	48.3
	最小値	1.07	0.06	13.8	0.38	0.30	65.7	53.1		7.1	22.8	1.7	
	最大値	3.00	0.21	17.9	0.90	2.94	98.1	72.7		22.6	36.7	10.9	
	標準偏差	0.69	0.05	1.6	0.20	0.92	12.6	7.4		5.7	5.5	3.5	

※ () 内は i-P に対する割合 (%)。底泥は粗砂を除いた部分。

すなわち、底泥は周辺の農耕地の土壌に比べて T-C, T-N, T-P が高く、窒素では有機態とアンモニア態 N が、リンは有機リンと Fe-P の割合が高かった。この様な傾向は間隙水の N, P 含量及びその形態でも認められ、底泥-間隙水-河川水の間で各養分の濃度勾配に応じた栄養塩類の交換が行われていることを示している。

考 察

表面流去水によって河川に搬送された懸濁物質の一部が形成する底質の内容について考察する。

底質には、栄養塩類が大量に含まれており、その中の窒素、リンは不安定な形態のものが多く⁷⁷⁾。湖や沼のような閉鎖系水域では、底質が低酸素濃度層にあるため還元条件下で水相にリンが溶出してくると言われている⁷⁸⁾。

一方、流水に接している河川の底質は、停滞水域を除くと極端な低酸素層は形成されず、典型的な還元条件にはならないものと考えられてきた。しかし、今回の調査では、河川底泥中の無機態窒素は NH₄-N が多く、リ

ンは鉄型リンの割合が高い等、還元的であることをうかがわせた。同様のことは、底質中の間隙水でも認められ、窒素は有機態及び NH₄-N が、リンは有機態、PO₄-P が多く^{79,80)}、底質が河川水に対するそれら成分の供給源の一部になっていることを示唆する。

底質からの栄養塩類の溶出は、水中の溶存酸素濃度に左右され^{81,82)}、溶存酸素濃度が低くなる夏期間を中心に影響が表れるものと推察される。反面、底質は水中の栄養塩類の濃度が高い場合には吸着によってそれらを除去することが知られており、水質の浄化機能を持っている^{82,83)}。栄養塩類の吸着と放出は、河川水と底泥間の濃度勾配に基づいて間隙水を介して行われるものとみられる^{84,85)}。これら、機作の解明に当たっては、さらに底質中の微生物相を含めた総合的な検討が必要である。

以上、融雪期の表面流去水は早春の河川水質の変化に大きな影響をもたらすと同時に、流出水によって運ばれた懸濁態成分は河床に沈殿して底質の富栄養化を招き、陸水系の水質に対して潜在的な汚濁源になると推察された。